



Nr C 629
Oktober
2021

Metaller och kväve i mossa Stockholms län, 2020

På uppdrag av Länsstyrelsen Stockholm och Stockholms stad

Gunilla Pihl Karlsson & Helena Danielsson



I samarbete med: Naturcentrum AB

Författare: Gunilla Pihl Karlsson och Helena Danielsson, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Medel från: Länsstyrelsen Stockholm och Stockholms stad

Fotograf: Gunilla Pihl Karlsson

Rapportnummer C 629

ISBN 978-91-7883-328-3

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2021**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

På uppdrag av Länsstyrelsen i Stockholms län och Stockholms stad har IVL Svenska Miljöinstitutet AB utfört förtätningsmätningar av halter av metaller och kväve i mossa insamlade i Stockholms län under 2020. Idén att storskaligt använda mossor som bioindikator för mätningar av metaller utvecklades i Sverige under 1970-talet. De nationella mossundersökningarna startade i Sverige 1975 och har genomförts vart 5:e år sedan dess. Sedan 1990 bedrivs motsvarande studier inom det europeiska samarbetet inom Luftvårdskonventionen (ICP Vegetation). Metoden med att använda mossor som bioindikator för metaller och kväve ger en god bild av nedfallet över Sverige och andra länder. I Stockholms län har förtätande undersökningar av metallhalter i mossa genomförts 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 och 2015, medan kvävehalter har undersökts sedan 2015.

I rapporten har samtliga mätresultat (nationella och förtätningsprover) från de undersökningar som genomförts i Stockholms län sedan 1990 använts.

I uppdraget åt Stockholms stad och Länsstyrelsen Stockholm avseende 2020 års mossundersökning har Naturcentrum AB (provberedning) medverkat som underkonsult.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	6
1 Syfte	9
2 Bakgrund.....	9
3 Metodbeskrivning.....	12
3.1 Provtagning	13
3.2 Provhantering.....	13
3.3 Metallanalyser.....	13
3.5 Statistisk datahantering.....	14
3.5.1 Kruskal-Wallis Test	14
3.5.2 Mann-Whitney U-test	14
3.5.3 Regressionsanalys	15
3.5.4 Mann-Kendall.....	15
3.5.5 Signifikansnivåer	15
3.6 Provpunkter och regionindelning.....	15
4 Resultat.....	18
4.1 Arsenik.....	19
4.1.1 2020	20
4.1.2 Jämförelse mot tidigare år	23
4.2 Bly.....	26
4.2.1 2020	27
4.2.2 Jämförelse mot tidigare år	29
4.3 Järn	33
4.3.1 2020	33
4.3.2 Jämförelse mot tidigare år	36
4.4 Kadmium	39
4.4.1 2020	40
4.4.2 Jämförelse mot tidigare år	42
4.5 Koppar	46
4.5.1 2020	46
4.5.2 Jämförelse mot tidigare år	49
4.6 Krom.....	53
4.6.1 2020	54
4.6.2 Jämförelse mot tidigare år	56
4.7 Kvicksilver	60
4.7.1 2020	61
4.7.2 Jämförelse mot tidigare år	63
4.8 Nickel.....	67
4.8.1 2020	68
4.8.2 Jämförelse mot tidigare år	70

4.9	Vanadin	74
4.9.1	2020	75
4.9.2	Jämförelse mot tidigare år	78
4.10	Zink	81
4.10.1	2020	82
4.10.2	Jämförelse mot tidigare år	85
4.11	Aluminium	88
4.11.1	2020	88
4.11.2	Jämförelse mot tidigare år	91
4.12	Kobolt	93
4.12.1	2020	94
4.12.2	Jämförelse mot tidigare år	97
4.13	Molybden	99
4.13.1	2020	100
4.13.2	Jämförelse mot tidigare år	102
4.14	Antimon	104
4.14.1	2020	105
4.14.2	Jämförelse mot tidigare år	108
4.15	Mangan	110
4.15.1	2020	110
4.15.2	Jämförelse mot tidigare år	112
4.16.1	2020	117
4.16.2	Jämförelse mot tidigare år	119
5	Slutsatser	121
	Referenser	125

Sammanfattning

På uppdrag av Länsstyrelsen Stockholm och Stockholms stad har IVL Svenska Miljöinstitutet AB utfört förtätningmätningar av halter av metaller i mossor insamlade i Stockholms län under 2020. Förtätade metallmätningar i mossor har genomförts i Stockholms län med fem års mellanrum sedan 1990. Dessa förtätningsundersökningar har skett i samband med genomförandet av de nationella mossundersökningarna i Sverige som skett vart femte år sedan 1975.

De 52 mossprover som insamlats i förtätningsundersökningen i Stockholms län 2020 har analyserats med avseende på halter av arsenik (As), bly (Pb), järn (Fe), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), vanadin (V), zink (Zn), aluminium (Al), kobolt (Co), molybden (Mo), antimon (Sb), mangan (Mn) och kväve (N). Under 2020 analyserades även åtta mossprover från Stockholms län i den nationella mossundersökningen. I rapporten har samtliga mätresultat (nationella och förtätningsprover) från de undersökningar som genomförts i Stockholms län sedan 1990 använts. Mossproverna från länet har i rapporten kategoriserats som antingen centrala eller perifera provpunkter.

Resultaten från 2020 års undersökning visar att metoden att använda mossor för att mäta belastning av olika metaller i länet fortsatt har fungerat mycket väl. Då mossor nästan uteslutande tar upp ämnen från luften ger metoden en god bild av atmosfäriskt nedfall. Lokala skillnader kan spåras och ge information om såväl lokala utsläppskällor som långväga transporterade utsläpp.

Resultat från 2020 års mossundersökning i Stockholms län

I större delen av länet var belastningen av bly, kadmium, krom och nickel låg. I norra delen av länet var belastningen av arsenik, koppar, zink, kvicksilver, vanadin, järn, kobolt, molybden, aluminium, antimon, mangan och kväve på en relativt låg nivå, medan halterna blev högre ju längre söderut man kommer i länet.

Generellt var även halterna av arsenik, bly, kadmium, krom, nickel, kvicksilver och vanadin i förtätningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med halterna i bakgrundsundersökningen. Dock varierade detta något mellan provpunkterna. Ofta var halterna närmast Stockholm stad förhöjda jämfört med halterna på ett större avstånd från Stockholm, vilket var särskilt tydligt för zink, koppar, järn, kobolt och antimon.

En statistisk analys (Kruskal-Wallis test) genomfördes för att se **om** medianhalterna av respektive metall samt kväve i mossproverna för Stockholms perifera provpunkter skilde sig statistiskt signifikant åt från Stockholms centrala provpunkter samt från Mellansverige, där mossor provtagits i den nationella mossundersökningen 2020. I de fall Kruskal-Wallis test visade att signifikanta skillnader fanns mellan de olika regionerna genomfördes Mann-Whitney U-test för att se **hur** medianhalterna för de olika metallerna och kväve vid Stockholms perifera provpunkter skilde sig från Stockholms centrala provpunkter samt från Mellansverige.

Resultaten visade att medianhalterna av arsenik, bly, koppar, zink, krom, nickel, kvicksilver, järn, kobolt, aluminium, antimon och molybden vid Stockholms perifera provpunkter var statistiskt signifikant lägre jämfört med motsvarande medianhalter för Stockholms centrala provpunkter. Däremot fanns det inte någon statistiskt signifikant skillnad mellan de båda områdena för kadmium, vanadin, mangan och kväve.

Om man istället jämförde medianhalterna för Stockholms perifera provpunkter med de för Mellansverige visade resultaten att flertalet medianhalter (arsenik, bly, koppar, zink, krom, nickel, kvicksilver, järn, kobolt, aluminium, antimon, kadmium, vanadin och kväve) var högre för de

perifera provpunkterna, endast medianhalterna för mangan var lägre. För molybden fanns det inte någon statistiskt signifikant skillnad mellan de båda områdena.

Regressionsanalys mellan metall- och kvävehalter i mossprover och avstånd till Stockholms centrum i 2020 års undersökning

Beroendet av avstånd från Stockholms centrum, representerat av Stockholms slott, för uppmätta metall- och kvävehalter i mossproverna gjordes med en regressionsanalys.

För arsenik, bly, koppar, krom, kvicksilver, nickel, zink, vanadin, järn, kobolt, molybden, aluminium och antimon fanns för uppmätta metallhalter i mossproverna ett statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms centrum. Särskilt tydligt var detta samband för antimon, krom, järn, nickel och vanadin, där determinationskoefficienten (r^2) var hög. Men sambandet var även relativt starkt för kobolt, aluminium och koppar. Dock var determinationskoefficient (r^2) mycket låg för bly och kvicksilver. Trots att sambandet mellan avstånd från Stockholms centrum och halt i mossa av bly och kvicksilver var signifikant gör den låga determinationskoefficienten att resultaten från analysen bör tolkas med försiktighet.

Sambandet mellan metallhalterna i mossproverna och provpunkternas avstånd från Stockholms centrum tyder på att det för dessa metaller finns en påverkan av emissioner från centrala Stockholm på flera mils avstånd från Stockholms centrum.

Regressionsanalysen visade att för kadmium, mangan och kväve fanns inget statistiskt signifikant samband mellan halterna i mossproverna och avståndet till Stockholms centrum.

Samband kvävehalt i mossa med kvävedeposition

I den nationella mossundersökning 2020 undersöktes om det fanns ett samband mellan kvävehalt i mossa och den beräknade totala depositionen av kväve till barrskog. Den statistiska analysen visade på ett starkt samband och detta samband har använts i denna rapport för att beräkna den totala kvävedepositionen till Stockholms län.

I de största delarna av bakgrundsmiljön i länet varierade kvävenedfallet mellan fyra och sex kilo per hektar, som ett medelvärde för perioden 2017 och 2019. Det fanns dock områden med lägre nedfall och speciellt ett område i sydöstra delen av länet med ett betydligt högre nedfall, uppemot 11 kilo per hektar. För förtätningsproverna varierade kvävenedfallet i länet mellan cirka tre och tio kilo per hektar som ett årligt medelvärde för perioden 2017 och 2019.

Jämförelser mot tidigare år

Jämförelser av olika metallers och kväves medianhalter mellan 2020 och 2015 års mossundersökningar

Jämförelsen av olika metallers och kväves medianhalter mellan 2020 och 2015 års mossundersökningar kunde för Stockholms län endast genomföras för Stockholms perifera provpunkter då inga mossprov togs vid Stockholms centrala provpunkter under 2015 års förtätningsstudie. Ingen analys om skillnader mellan medianhalterna av antimon i mossan mellan 2015 och 2020 kunde genomföras för Stockholms perifera provpunkter då antimon inte analyserades 2015. Den statistiska analysen har gjorts med Mann-Whitney U-test.

- Statistisk analys visade att medianhalten i mossa för Stockholms läns perifera provpunkter för arsenik, bly, koppar, zink, krom, nickel, kvicksilver, vanadin, järn, kobolt, molybden, aluminium, mangan och kväve var högre för mossor insamlade 2020 jämfört med mossor insamlade 2015.

För kadmium fanns ingen signifikant förändring för medianhalten i mossor för Stockholms läns perifera provpunkter för mossprover insamlade under 2020 jämfört med de som samlades in 2015.

- Orsaken till att det fanns en ökning för flertalet metaller medianhalter mellan 2015 och 2020 är okänd. En eventuell mossundersökning 2025, får visa om denna ökning fortsätter.

Resultat från trendanalys för perioderna 1990–2020, 1995–2020 samt 2000–2020

De metaller som ingick i trendanalyserna för Stockholms läns **perifera** provpunkter för perioden 1990–2020 var bly, kadmium, koppar, nickel, vanadin, krom, järn och zink. För perioden 1995–2020 genomfördes även en trendanalys för de perifera provpunkterna för arsenik och kvicksilver. Slutligen genomfördes en trendanalys för perioden 2000–2020 för de perifera provpunkterna för bly, kadmium, koppar, nickel, kvicksilver, vanadin, järn, krom och zink.

De metaller som ingick i trendanalyserna för Stockholms läns **centrala** provpunkter för perioden 1990–2020 var bly, kadmium, koppar, nickel, vanadin, krom och zink. Slutligen genomfördes en trendanalys för perioden 1995–2020 för de centrala provpunkterna för järn och kvicksilver. Ingen trendanalys genomfördes för perioden 2000–2020 för de centrala provpunkterna då dessa punkter inte provtogs 2015.

1990–2020

Under de senaste 30 åren (1990–2020) visade trendanalysen att medianhalten i mossor för Stockholms läns **perifera** provpunkter har minskat signifikant för bly (-96%), vanadin (-92 %), nickel (-72 %), kadmium (-51 %) och koppar (-17 %). Ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för krom, järn eller zink.

Trendanalysen visade att medianhalten i mossor för Stockholms läns **centrala** provpunkter har minskat signifikant för bly med -95% under de senaste 30 åren. Ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för kadmium, koppar, nickel, vanadin, krom och zink under samma period.

1995–2020

Under de senaste 25 åren (1995–2020) visade trendanalysen för Stockholms läns **perifera** provpunkter att ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för arsenik eller kvicksilver. Inte heller fanns någon statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor för kvicksilver eller järn för Stockholms läns **centrala** provpunkter under samma period.

2000–2020

Under de senaste 20 åren (2000–2020) visade trendanalysen för Stockholms läns **perifera** provpunkter att ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för bly, kadmium, koppar, nickel, kvicksilver, vanadin, järn, krom eller zink.

1 Syfte

I samband med de nationella undersökningarna har ett flertal aktörer, bland annat Stockholms stad och Länsstyrelsen Stockholm, passat på att göra förtättningsstudier av metaller och kväve i mossa under 2020. Detta för att ge en bättre regional och lokal bild av variationen av metaller och kväve i mossa i bakgrundsmiljön. I Stockholms län har förtätande undersökningar av metallhalter i mossa genomförts vid sex tidigare tillfällen: 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 och 2015. Under 2015 var första gången även kväve analyserades i mossorna i Stockholms förtättningsundersökning. Resultaten från tidigare provtagningar finns för vissa undersökningar beskrivna i Stockholms Länsstyrelses rapportserie.

Syftet med de förtätade mätningarna av metaller och kväve i mossa i Stockholms län 2020 var bl.a. att:

- följa upp och utvärdera tillståndet i miljön av metaller och kväve i Stockholms län;
- kvalitativt och kvantitativt karakterisera det regionala bakgrundsnefallet av metaller;
- påvisa mer betydande föroreningskällor och den geografiska utsträckningen av de påverkade områdena;
- följa upp tidigare nedfallsmätningar av metaller och kväve samt följa förändringar över tiden genom trendberäkningar;
- följa upp resultatet av emissionsbegränsande åtgärder.

2 Bakgrund

Mossor har den speciella egenskapen att få sin näring från atmosfären och de täta mattor som väggmossa (*Pleurozium schreberi*), husmossa (*Hylocomium splendens*) och andra mattbildande mossor formar är effektiva "fällor" för metaller och andra ämnen i luftburna partiklar och i nederbörd (Rühling & Tyler, 1968; Tyler, 1971). Metoden att använda mattbildande mossor som bioindikatorer för att studera belastningen av metaller i miljön utvecklades redan under slutet av 1960-talet i Sverige. Metoden är ett effektivt och billigt sätt att övervaka utvecklingen av metallbelastningen i miljön. Med hjälp av mattbildande mossor kan man få en god bild av trender för metallnefallet, samt studera lokala skillnader och kort- och långväga spridning från utsläppskällor.

Mossor har även använts som bioindikatorer för att studera kvävebelastningen i miljön (Harmens m.fl., 2011). Vid 2015 års mossundersökning genomförde IVL på uppdrag av Naturvårdsverket en extra studie av möjligheten att hitta eventuella samband mellan halter och deposition av bland annat metaller och kväve i mossa. För kväve utreddes även om mossa skulle kunna fungera som indikator för atmosfäriskt nedfall av dessa ämnen i Sverige. Resultaten av studien var goda och mossundersökningen 2020 är därför den första svenska mossundersökningen där samtliga prover även analyseras för kväve.

Även om halten i mossor av metaller och kväve inte ger någon absolut kvantitativ mätning av metalldepositionen finns studier som med hjälp av regressionsmodeller försöker uppskatta deposition av metaller från metallhalter i mossprover samt kvävedepositionen från kvävehalterna i mossproverna (Berg & Steinnes, 1997; Berg m.fl., 2003, Pihl Karlsson m.fl., 2017).

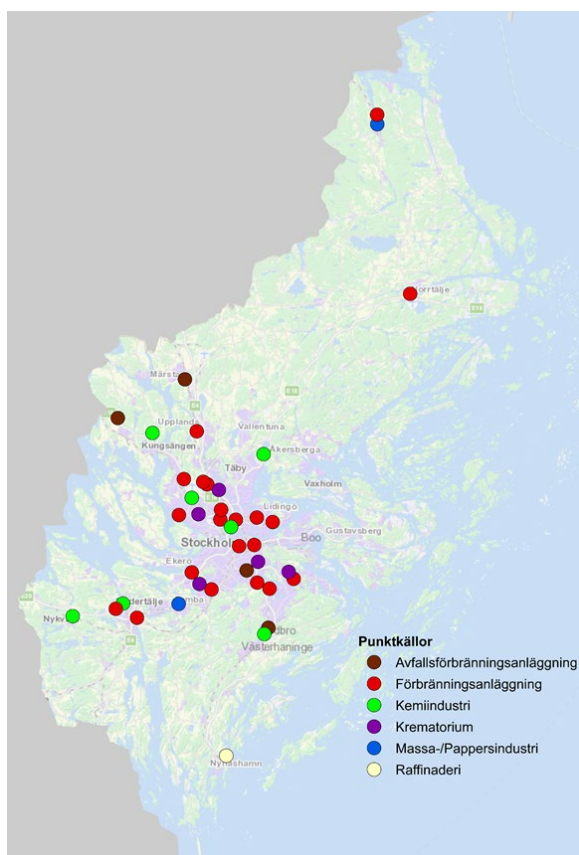
Flertalet av de mätta metallerna i mossor mäts även inom den nationella miljöövervakningen vid svenska bakgrundsstationer som halter i luft och deposition. De svenska bakgrundsstationer som ingår i mät nätverket för metaller är i norra Sverige: Jämtland och i södra Sverige: Skåne, Halland och Uppland. Mätningarna utförs av IVL Svenska Miljöinstitutet AB (IVL) på uppdrag av Naturvårdsverket inom Programområde Luft. I luft provtas metaller månadsvis på partiklar med PM₁₀-provtagare och metaller i nederbörd provtas månadsvis med bulkprovtagare. Inom svenska Luft- och Depositionsnätverket (SveLoD) mäts, av IVL på uppdrag av Naturvårdsverket inom Programområde Luft, även nedfall av kväve månadsvis vid flertal mätplatser i Sverige. Dessutom finns ytterligare nedfallsmätningar i Sverige vid ett flertal platser inom Krondroppsnätet (www.krondroppsnatet.ivl.se) samt vid fyra platser inom Integrerad Monitoring (IM).

Metaller i mossor

De metaller och ämnen som undersöks i mattbildande mossor i denna förtätningsstudie är arsenik (As), bly (Pb), järn (Fe), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), vanadin (V), zink (Zn), aluminium (Al), kobolt (Co), molybden (Mo), antimon (Sb), och mangan (Mn).

Flertalet av dessa metaller och ämnen återfinns i luft och i nederbörd och ingår i livsnödvändiga funktioner för växter och djur. Trots detta är många metaller skadliga om de uppträder i alltför höga halter. Flera metaller kan lagras i levande vävnad hos djur och människor och bli kvar där under mycket lång tid och göra skada. Metallerna emitteras ofta till luft på grund av mänskliga aktiviteter så som metallurgisk industri, sjöfart och vägtrafik samt förbränning av fossila bränslen och avfall. Globalt så är kolförbränning troligtvis den största källan till metaller i atmosfären (Bradl, 2005).

Figur 1 visar en karta över några av de större punktkällorna i Stockholms län för utsläpp av metaller till luft under 2020, större vägar samt städer med befolkning över 40 000 invånare.



Figur 1. Större punktkällor för emissioner till luft (källa "Svenska miljörapporteringsportalen" 2021).

Kväve i mossa

Förutom metaller som undersöks i mattbildande mossor, undersöks även halter av kväve i mossor i denna studie.

Kväve förekommer i mossor huvudsakligen i reducerad form, vilket ibland kallas för Kjeldahl-kväve (Kjeldahl-N). Kjeldahl-N har därför analyserats i mossproverna. Kjeldahl-N inkluderar alla former av reducerat kväve, till exempel ammonium (NH_4) och organiskt kväve. I denna studie har vi även jämfört kvävehalten i mossor med det totala nedfallet av kväve över Sverige.

Kväve omsätts ständigt i ett globalt kretslopp mellan atmosfären och biosfären. Ekosystemen tillförs kväve genom den naturliga kvävefixeringen som sker i marken med hjälp av kvävebindande bakterier. Kvävenedfallet till ekosystemen i Sverige har dock till överväldigande del ett antropogent ursprung. De antropogena kväveutsläppen till luft kommer främst från olika typer av förbränning från förbränningsmotorer och energiproduktion när det gäller kväveoxid, och från jordbruk när det gäller ammoniak. En mycket stor del av det kväve som faller ned över Sverige kommer som långväga transporterade luftföroreningar från andra länder. En för stor tillgång på kväve leder till att kväve lagras upp i ekosystemen, som i slutändan leder till övergödning och försurning (Tamm, 1991; Sutton m.fl., 2011). På många håll i världen är ett för stort kvävenedfall redan ett betydande problem (Sutton m.fl., 2011).

Flertalet mossarter har påvisats vara känsliga för tillgången på kväve, även vid låga nivåer (Mäkipää, 1995, 1998; Salemaa, 2019, 2020). Husmossa kan ta upp en del kväve från mark men det mesta tas upp från deponerat kväve (Rousk m.fl., 2013). Husmossa fixerar kväve något bättre än väggmossa och tillsammans uppskattades mossarterna fixera 1–2 kg kväve/ha/år i norra Sverige där den uppskattade depositionen av kväve är runt 2 kg kväve/ha/år (Gundale m.fl., 2011; Lagerström m.fl., 2007).

Vid ett lågt nedfall, på mellan 0 till 20 kg N/ha/år, fann en studie ett linjärt samband mellan kvävedepositionen och halten kväve i mossa (Pihl Karlsson, m.fl. 2017). Inget samband mellan nederbördsmängd och kvävehalt i mossa observerades samtidigt. Harmens, m.fl. (2011; 2014) undersökte också detta samband och fann att sambandet var asymptotisk och att det förelåg en mättnadshalt av kväve i mossa vid en kvävedeposition på cirka 15 kg/ha/år.

Riktvärden och Reglering

För att skydda människors hälsa och miljön finns miljö kvalitetsmål, gränsvärden, riktvärden och miljö kvalitetsnormer för många av de uppmätta metallerna, kväve och andra ämnen. Det finns till exempel gränsvärden i form av högsta rekommenderade halter i dricksvatten och livsmedel och hygieniska gränsvärden för metallhalter på inandningsbart damm, gas, rök, ånga och dimma som gäller för arbetsplatser. Dessa hygieniska gränsvärden är utformade av Arbetsmiljöverket och sätts för att begränsa exponering för luftföroreningar på arbetsplatser. De svenska gränsvärdena är bindande enligt lag och får inte överskridas. Olika gränsvärden anges för olika typer av inandningsbara partiklar. Till exempel så syftar inhalerbart damm till den del av partiklar som man andas in genom näsa och mun. Respirabelt damm syftar till den del av det inhalerbara dammet som når längst ner till lungornas alveoler. För skyddandet av miljön har Sverige inom miljöbalken en Luftkvalitetsförordning (2010:477) vilken bemyndigar Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av luftkvalitet. Denna listar miljö kvalitetsnormer (MKN) för en rad olika ämnen i utomhusluft som gäller för hela Sverige. MKN-värdena är satta som medelvärden för olika tidsperioder (årsmedelvärde, dygnsmedelvärde och timmedelvärden) beroende på mätt ämne (Luftkvalitetsförordning 2010:477). Internationellt finns till exempel EU-föreskrifterna Luftkvalitetsdirektivet (2008/50/EG), Grundvattendirektivet (2006/118/EG), Dricksvattendirektivet (98/83/EG), Industriutsläppsdirektivet (2010/75/EU) och EU:s förordning REACH. Globalt finns till

exempel FN:s Luftvårdskonvention (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP). CLRTAP är ett europeiskt avtal som bland annat syftar till ett minskande utsläpp av metaller.

Nationellt finns även Sveriges miljömål. Miljömålssystemet består av ett generationsmål, 16 miljö kvalitetsmål samt ett antal etappmål inom områdena avfall, biologisk mångfald, farliga ämnen, hållbar stadsutveckling, luftföroreningar och klimat. Sveriges miljö kvalitetsmål är det nationella genomförandet av den ekologiska dimensionen av de globala hållbarhetsmålen. Inom ett av miljö kvalitetsmålen, *Ingen övergödning*, som Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för, så utgör totalt nedfall av kväve till barrskog en indikator (<https://www.sverigemiljomal.se/>).

Nationella och internationella karteringar av metaller och kväve i mossa

Sedan 1975 har undersökningar av metallhalter i mossa genomförts i Sverige vart femte år (Rühling & Skärby, 1979). På 1980-talet startade ett nordiskt nätverk för att mäta metallbelastning med hjälp av mattbildande mossor. Sverige initierade även de första mätningarna på europeisk skala vilken utfördes 1990/91. Mätningarna har fortsatt med fem års intervall med ett ökande antal medlemsländer (Buse m.fl., 2003; Rühling, 1994; Rühling och Steinnes, 1998). Mätningarna ingår i många länders arbete med att följa upp nationella miljömål. Under 2001 övergick ansvaret att koordinera mossundersökningarna från Nordiska Ministerrådet (NMR) till ICP Vegetation, som rapporterar till Working Group of Effects (WGE) inom Luftvårdskonventionen (CLTRAP). Mossdata används inom Luftvårdskonventionen till att beskriva situationen i Europa vad gäller belastningen i miljön av metaller (Frontasyeva m.fl., 2020). Senaste rapport, från 2020 års mossundersökning i Sverige, finns tillgänglig på IVL:s hemsida (Danielsson m.fl., 2021).

Liksom tidigare år är 2020 års svenska analys av metaller i mossa en viktig del av den övergripande europeiska undersökningen inom Luftvårdskonventionens ICP Vegetation och de svenska resultaten kommer att rapporteras, tillsammans med övriga europeiska deltagar-länders resultat. Vid mossundersökningarna 2015/16 deltog 36 länder som analyserade metaller i mossa och 14 länder som analyserade kväve i mossa. På grund av Corona pandemin har den nu pågående undersökningsomgången utsträckts till att pågå mellan 2020 och 2022. Under 2020 deltog ungefär 15 länder i mossundersökningen. Övriga deltagande länder kommer att genomföra undersökningen under 2021 och 2022.

3 Metodbeskrivning

I mossundersökningen i Stockholms län 2020 har samma metodik och manual, för provtagning, provhantering och analys, följts som använts i den nationella undersökningen 2020. Detta för att kunna jämföra mossproverna insamlade i förtätningsstudierna med de nationella mossproverna. För att möjliggöra jämförelser mellan olika länders mossundersökningar inom Luftvårdskonventionen (CLRTAP) har den internationella manualen för provtagning, provhantering och analys följts i den nationella mossundersökningen och då även i förtätningsundersökningen i Stockholms län (ICP Vegetation, 2020).

Mossundersökningens 52 provpunkters har tillhandahållits av Länsstyrelsen. Provtagning har skett av Länsstyrelsen Stockholm. Mossmaterialet som insamlats inom såväl den nationella som förtätningsundersökningen 2020 i Stockholms län, har analyserats med avseende på halter av arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), zink (Zn), krom (Cr), kobolt (Co), molybden (Mo), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), vanadin (V), järn (Fe), aluminium (Al), antimon (Sb), mangan (Mn) samt kväve (Kj-N).

3.1 Provtagning

Insamling av mossprover 2020 för den nationella mossundersökningen har till övervägande del skötts av Riksskogstaxeringen inom Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Provtagning av mossor i förtätningsundersökningen i Stockholms län har skötts av Länsstyrelsen Stockholm. För provtagning har följande riktlinjer varit styrande:

- provtagningsytan skall ligga minst 300 m från riks- eller länsväg och samlad bebyggelse (tre eller flera hus för permanent boende med tomterna gränsande mot varandra);
- provtagningsytan skall ligga minst 100 m från annan regelbundet trafikerad väg eller hus för permanent boende;
- i första hand insamlas väggmossa (*Pleurozium schreberi*), i andra hand husmossa (*Hylocomium splendens*). Provet skall bestå av antingen enbart väggmossa eller enbart husmossa;
- vid provtagning tas delprov från fem till tio punkter. Punkterna skall ha ett inbördes avstånd av fem till tio meter. Finns inte fem provpunkter inom ytan får provet tas från färre punkter, dock minst tre;
- proverna tas i normalt sluten skog (undvik under eller i kanten av täta grankronor)
- mängden mossa skall totalt vara cirka två liter;
- plasthandskar skall användas vid provtagning;
- rökning är inte tillåten under provinsamlingen eller vid annan hantering av mossproverna;
- provet märks med mossart, antal delprover, provtagningsdatum, provtagare, koordinater samt topografi (sluttning eller plan mark);

Provtagningen av de 52 förtätningsproverna i Stockholms län genomfördes under sommaren 2020.

3.2 Provhantering

Inkomna prover till IVL Svenska Miljöinstitutet AB har bokförts och lagts i frys inför sändning till Naturcentrum AB för rensning.

Naturcentrum AB rensade och torkade proverna inför analys. Mossproverna rensades så att de två till tre senaste årens tillväxt tillvaratogs. Detta motsvarar tillväxt för åren 2017–2019. Eftersom kvicksilver är en flyktig metall torkades mossproverna i rumstemperatur för att inte riskera förlust av kvicksilver innan analys.

De utvalda och rensade mossproverna skickades till IVL:s laboratorium för analyser av metaller och kväve.

Samtliga analysresultat har innan kvalitetsgranskning och dataanalys korrigerats till att motsvara resultat efter torkning vid 40 grader i enlighet med instruktioner i manualen från ICP Vegetation (2020).

3.3 Metallanalyser

Mossmaterialet som insamlats både inom den nationella undersökningen 2020 och förtätningsundersökningen i Stockholms län, har analyserats med avseende på halter av arsenik (As), bly (Pb),

järn (Fe), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), vanadin (V), zink (Zn), aluminium (Al), kobolt (Co), molybden (Mo), antimon (Sb) och mangan (Mn).

Samtliga metallanalyser har gjorts med ICP-MS (induced coupled plasma mass spectrometry), i enlighet med referensmetod SS-EN ISO 17294-2:2016, efter uppslutning med salpetersyra och väteperoxid ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) i slutna teflonkärn i mikrovågsugn, enligt standard SS-EN 14902:2005. Vid varje uppslutningsomgång (12 prover) och analys har ett av två tillgängliga referensmaterial uppslutits och analyserats. Referensmaterialen M2 och M3 (Steinnes, m.fl., 1997) används av samtliga deltagare inom ICP Vegetation.

Analyserna av 2020, liksom av 2015 års mossprover, har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet i Göteborg.

3.4 Kväveanalyser

Mossmaterialet som insamlats inom den nationella undersökningen 2020 har även analyserats med avseende på halter av Kjeldahlkväve (Kj-N) i enlighet med referensmetod EPA 351.2. Vid en Kjeldahl-uppslutning omvandlas kväveföreningar av biologiskt ursprung till ammoniak.

Mossprovet uppslöt i svavelsyra och koppar tillsattes som katalysator. Uppslutningen gjordes i två steg, först i 260 grader i 15 minuter och därefter i 360 grader i 120 minuter. Det uppslutna provet analyserades därefter fotometriskt för bestämning av ammoniak. Vid varje uppslutningsomgång och analys uppslöt och analyserades även ett av två tillgängliga referensmaterial (M2 eller M3).

Även kväveanalyserna för 2015 och 2020 års mossprover har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet i Göteborg.

3.5 Statistisk datahantering

Ett antal statistiska analyser har genomförts vid resultatbearbetningen av data från årets och tidigare års mossundersökningar.

3.5.1 Kruskal-Wallis Test

För analyser av eventuella skillnader av medianhalter av analyserade metaller och kväve, mellan lika definierade regioner, användes Kruskal-Wallis test. Detta test är en icke-parametrisk test som används för att undersöka skillnader i medianvärde mellan två eller flera grupper. Den statistiska analysen har gjorts med statistikprogrammet STATGRAPHICS Plus for Windows.

3.5.2 Mann-Whitney U-test

För analyser av eventuella skillnader av medianhalter av analyserade metaller mellan åren 2015 och 2020, användes Mann-Whitney U-test. Den statistiska analysen har gjorts med statistikprogrammet STATGRAPHICS Plus for Windows.

Mann-Whitney U-test användes också för att undersöka vilka regioners medianhalter av metaller och kväve som sinsemellan skilde sig åt i de fall Kruskal-Wallis test visade att signifikanta skillnader fanns mellan de olika regionerna.

Mann-Whitney U-test kan användas på samma sätt som ANOVA men används antingen när data inte är normalfördelade, när fördelningen är okänd eller om datamängderna är små. I detta fall har denna statistiska analysmetod valts då data inte var normalfördelad.

3.5.3 Regressionsanalys

För att undersöka om det fanns samband mellan halt av metall eller kväve i mossor med avståndet i mil från Stockholms centrum har regressionsanalys använts. Sambanden har testats med statistikprogrammet STATGRAPHICS Plus for Windows. Den regressionslinje som gav den högsta förklaringsgraden har använts. Vid förklaringsgrader (p) mindre än 0,01 anses en statistiskt signifikant korrelation finnas mellan halt i mossor och i nedfall.

Som referens för Stockholms centrum har koordinaterna för Stockholms slott använts i rapporten.

3.5.4 Mann-Kendall

Trendanalysen har genomförts med Mann-Kendall-metodik för två perioder 1990/95–2020 samt 2000–2020. Mann-Kendall är en utvärderingsmetod för att påvisa signifikanta linjära trender (Mann, 1945). Förenklat kan man säga att metoden jämför alla värden parvis och summerar hur ofta det senare värdet är större respektive mindre än det tidigare värdet. Detta gör att eventuella kraftigt avvikande värden inte påverkar resultatet i någon större utsträckning. Saknade värden är inte heller något problem. Allt detta gör Mann-Kendall till en robust metod. Mann-Kendall är i allmänhet mindre känslig än linjär regression, vilket innebär att det kan vara svårare att få statistisk signifikans för en trend. Mann-Kendall kan användas på så små dataset som fem värden.

3.5.5 Signifikansnivåer

Signifikans för samtliga statistiska analyser anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = *** signifikans.

3.6 Provpunkter och regionindelning

Deposition i Sverige av lufttransporterade ämnen påverkas till stor del av intransport från andra länder. För den statistiska analysen av metallinnehållet i mossproverna har därför Sverige delats in i sex olika regioner som geografiskt förväntas representera olika depositionsbelastning. Indelningen baseras på Kindbom m.fl. (2001).

I Stockholms län har 52 förtättningspunkter provtagits under 2020 som komplement till de 8 provpunkter som ingick i den nationella studien. I denna rapport har vid analysen för 2020 alla mät-punkter i Stockholms län använts oavsett om de tillhör förtättningsstudien eller den nationella studien och kategoriserats som centrala eller perifera provpunkter. Förtättningspunkterna i Stockholms län är dock inte inkluderade i dataunderlagen för områdena Mellansverige och sydöstra Sverige, utan dessa representeras endast av resultat från den nationella undersökningen.

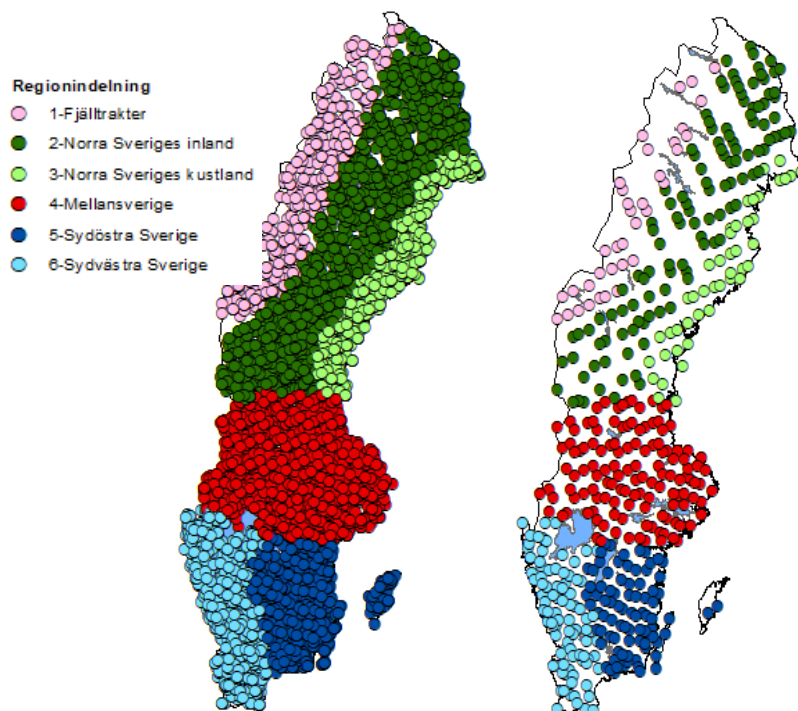
Samtliga kartor som presenteras i resultatdelen är gjorda med hjälp av dataprogrammet ArcMap 10.3.1. Interpolerade kartor som beskriver belastningen i Sverige gjordes med IDW-teknik (IDW = Inverse Distance Weighted). Invers distansvägd (IDW) interpolation antar att värden som ligger nära varandra är mer lika än de som ligger längre ifrån varandra. De uppmätta värdena närmast har därför mer inflytande. För att förutsäga ett värde (i detta fall halt i mossor) för en plats där inget värde finns, använder IDW de närmast uppmätta värdena.

Antalet provpunkter som ligger till grund för Stockholms läns förtättningsstudie och de centrala och perifera provpunkterna, Mellansverige och sydöstra Sverige presenteras i Tabell 1.

Tabell 1. Tabell över antal analyserade mossprover per region och år.

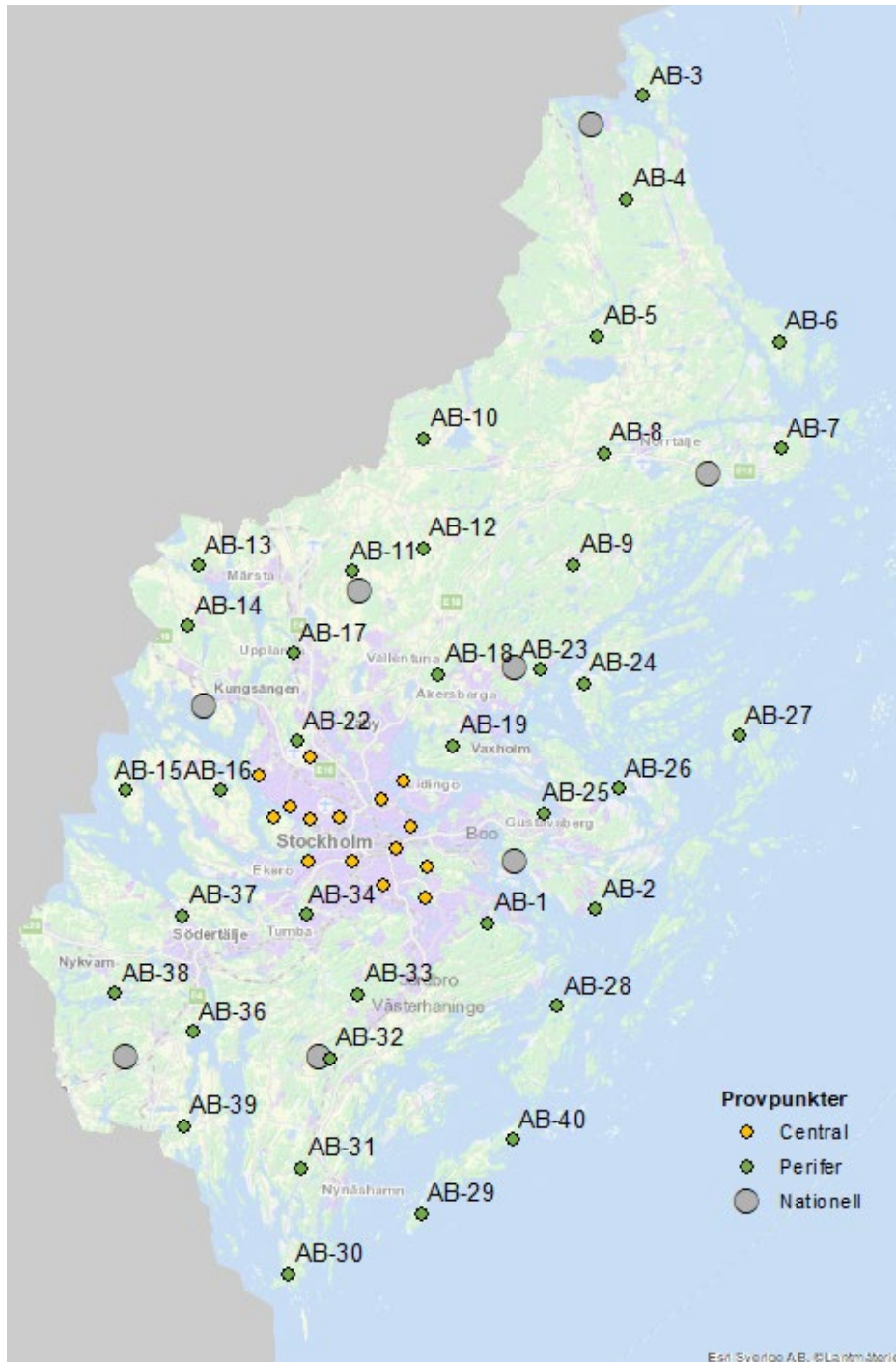
Område	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Stockholms län - förtätning	40	39	37	38	38	40	52
Nationella punkter i AB län	13	17	10	7	11	12	8
Totalt antal i Stockholms län	53	56	47	45	49	52	60
- varav centrala	28	23	22	23	23	3	15
- varav perifera	25	33	25	22	26	49	45
Mellansverige	186	187	98	136	155	154	128
Sydöstra Sverige	104	114	61	81	103	99	84

Provpunkternas lägen under 2020 års mossundersökning för hela Sverige presenteras i kartan i Figur 2. I samma figur, i kartan till vänster, ses även den regionindelning som använts för samtliga år.



Figur 2. Regionindelning (vänster, baserad på samtliga insamlade mossprover någon gång under perioden 1975–2020) samt provplatsernas lägen under 2020 års mossprovtagning (höger).

Fördelningen mellan förtättningspunkterna, uppdelat i centrala och perifera provpunkter och de nationella provpunkterna 2020 visas i Figur 3. Exakta koordinater för mossprover som insamlats nationellt av Riksskogstaxeringen inom Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) är hemliga och får ej publiceras varför dessa provpunkter i kartan angivits med stora cirklar. Övriga provpunkters lägen anges mer exakt med små cirklar i kartan nedan. En mer detaljerad karta för de centrala provpunkterna visas i Figur 4.



Figur 3. Karta över provpunkternas läge under mossundersökningarna 2020. De större cirklarna motsvarar nationella provpunkter och de små prickarna motsvarar förtätningspunkterna. Gröna prickar motsvarar de perifera provpunkterna och gula prickar motsvarar de centrala provpunkterna. Bakgrundskarta: Esri, Terrängskuggad översiktskarta, Lantmäteriet.



Figur 4. Inzoomad karta över de centrala provpunkternas läge under mossundersökningarna 2020 i Stockholms län. Bakgrundskarta: Esri, Terrängskuggad översiktskarta, Lantmäteriet.

4 Resultat

I resultatredovisningen presenteras först allmän information om respektive metall samt för kväve (källor, användningsområden, eventuell toxicitet, förekomst i luft- och nederbörd). Därefter visas halterna i en karta för hela Stockholms län.

Sedan redovisas resultat av jämförelser mellan medianhalter för Stockholms län i två kategorier centrala och perifera provpunkter (där även nationella mätpunkter från länet ingår) med medianhalten för Mellansverige (där Stockholms läns nationella mätpunkter ingår) samt med medianhalter för sydöstra Sverige. Efter det visas resultaten från en statistisk analys för att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på halterna i mossan.

För kväve visas även en karta där kvävedepositionen beräknats utifrån kvävehalt i mossor.

Efter det finns ett antal jämförelser mot tidigare års halter både som medianer för de centrala och perifera provpunkterna samt i kartform för alla analyser som hittills genomförts i länet. Sedan redovisas resultaten från en statistisk analys om det finns skillnader mellan medianhalter i mossan mellan 2015 och 2020.

Slutligen redovisas resultaten från trendanalyser av metallhalter för olika tidsintervall.

Då halterna i analyserade mossprover var lägre än respektive års rapporteringsgräns för de olika metallerna, ansattes halva rapporteringsgränsen för de statistiska analyserna och för underlag till kartor. Detta kan medföra både över- och underskattning av enskilda resultat.

Data för de undersökta parametrarna samt resultat av de statistiska analyserna visas sammanställt i Bilaga I.

4.1 Arsenik

Förekomst

Arsenik (As) är ett halvmetalliskt grundämne som finns naturligt i berggrunden i olika mineral, till exempel malmen arsenikkis (FeAsS). Arsenik finns naturligt både i organisk och oorganisk form och kan emitteras naturligt till atmosfären via vulkanutbrott och vinderosion av berg och jord. I vissa områden kan arsenik förekomma naturligt i höga halter i berggrund och i grundvatten. Till exempel förekommer arsenik i förhöjda halter i grundvatten i närheten av Bergslagens och Skellefteåfältets malmområden (Naturvårdsverket, 2020).

Användning

Arsenik bryts från malm och har en mängd olika användningsområden, till exempel avfärgningsämne för glas och emalj, tillverkning av specialglas och blykristall, som pesticid och inom bomullsindustrin. Idag används arsenik som cytostatika mot vissa typer av leukemi. Tidigare har arsenik också använts i träskyddsmedel (Kemikalieinspektionen, 2013).

Utsläpp och spridning

Antropogena källor av arsenik till luft är till exempel från gruvdrift, smältverk, förbränning av kol, olja och avfall och användning av arsenikinnehållande bekämpningsmedel inom jordbruket (Cullen & Reimer, 1989). Arsenik i luft sprids via långväga lufttransport och deponeras i miljön (Sternbeck och Carlsson, 2004). I närheten av metallsmältverk, träimpregneringsanläggningar och gruvavfall är många markområden förorenade av arsenik (Naturvårdsverket, 2020).

Miljö- och hälsoeffekter

De vanligaste exponeringarna för arsenik i oorganisk form är via dricksvatten eller förtäring av ris och i organisk form via skaldjur och fisk (Vahter, 2013).

I kroppen tas arsenik upp i magtarmkanalen, lungorna och huden och det är i njurarna, levern och gallblåsan som arsenik anrikas i kroppen (Lindberg, 2007). Arsenikförgiftning kan vara både kronisk och akut och ge negativa hälsoeffekter så som kronisk hosta, leverskador, diabetes och hjärt- och kärlsjukdomar. Arsenik kan också ha fosterskadande effekter, ge upphov till reproduktionsstörningar och kan vid långvarig exponering även leda till hud- och lungcancer (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Riktvärden och reglering

Gränsvärdet för intag av arsenik via dricksvatten är enligt WHO 10 µg/L och de områden i världen som har störst problem med arsenik i dricksvatten är Asien och Sydamerika (Selinus, 2010). Gränsvärdet för intag via föda är 0,3 - 8 µg arsenik/kg kroppsvikt och dygn (Förordning om gränsvärden för livsmedel, EG 1881/2006).

Nivågränsvärdet för arsenik via inhalerbart damm är 10 µg/m³ (AFS 2018:1).

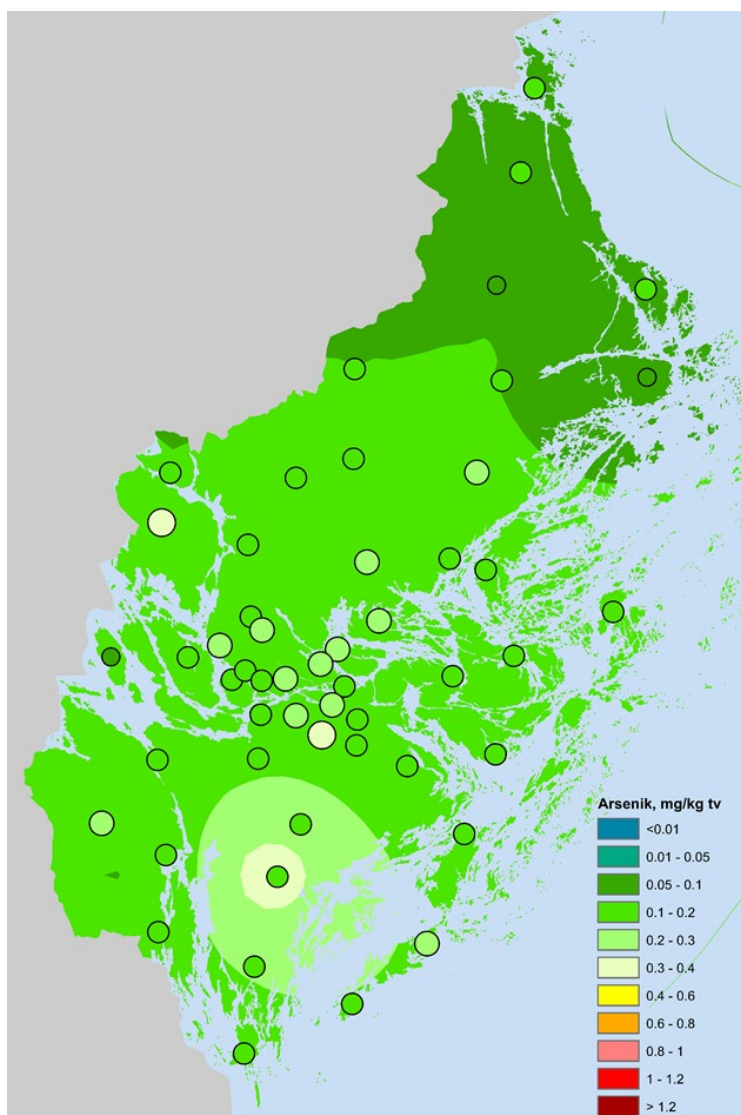
Miljö kvalitetsnormen (MKN) för årsmedelvärde av arsenik i luft är 6 ng/m^3 (Luftkvalitetsförordning 2010:477). Arsenik regleras inom FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP), EU:s Luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG), Grundvattendirektiv (2006/118/EG), Dricksvattendirektiv (98/83/EG), Industriutsläppsdirektiv (2010/75/EU) och Förordningen gällande gränsvärden av oorganisk arsenik i livsmedel (EU 2015/1006). Användandet av arsenik i produkter regleras inom EU:s förordning REACH. EU:s E-PRTR-förordning reglerar tillgängliggörande av information avseende utsläpp av arsenik.

Bakgrundshalter

Arsenik mäts vid svenska bakgrundsstationer och årsmedelhalter i norra Sverige varierar mellan 15 till $70 \text{ }\mu\text{g/m}^2$ i deposition och $0,04 - 0,1 \text{ ng/m}^3$ i luft, och i södra Sverige mellan 50 och $120 \text{ }\mu\text{g/m}^2$ i deposition och $0,07 - 0,4 \text{ ng/m}^3$ i luft (under perioden 2015 – 2020). (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson m.fl. 2021). Lufthalterna har legat relativt stabilt under perioden 2009 – 2020 över hela Sverige. Under samma tidsperiod observerades en markant nedgång i arsenikdeposition, men endast i södra Sverige. Ett starkt signifikant samband mellan arsenikhalten i nederbörd och halten av arsenik i mossa har observerats i en tidigare studie ($r^2 = 74 \%$, Pihl Karlsson, m.fl., 2017).

4.1.1 2020

I Figur 5 visas arsenikhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av arsenik låg ($<0,2 \text{ mg/kg}$ torrsvikt). Generellt var arsenikhalterna i förtätningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med halterna i bakgrundsundersökningen. Dock varierade detta något mellan provpunkterna. I 2020 års mossundersökningar samlades tre mossprover in med halter över $0,3 \text{ mg/kg}$ torrsvikt. Den högsta arsenikhalten i mossa, $0,39 \text{ mg/kg}$ torrsvikt, samlades in vid Högdalstoppen i Stockholms stad, en provpunkt som ingår i det centrala området. Därefter följde ett prov insamlat i Upplands-Bro i det perifera området där halten var $0,36 \text{ mg/kg}$ torrsvikt. Det tredje provet, med en halt på $0,33 \text{ mg/kg}$ torrsvikt, samlades in i den nationella mossundersökningen i Nynäshamns kommun. I den nationella mossundersökningen samlades två mossprover med de högsta arsenikhalterna in i Västerbottens kustland ($0,67$ respektive $0,57 \text{ mg/kg}$ torrsvikt), där dock en viss påverkan från lokala källor fanns. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta arsenikhalterna i mossan $0,33 \text{ mg/kg}$ torrsvikt respektive $0,30 \text{ mg/kg}$ torrsvikt.

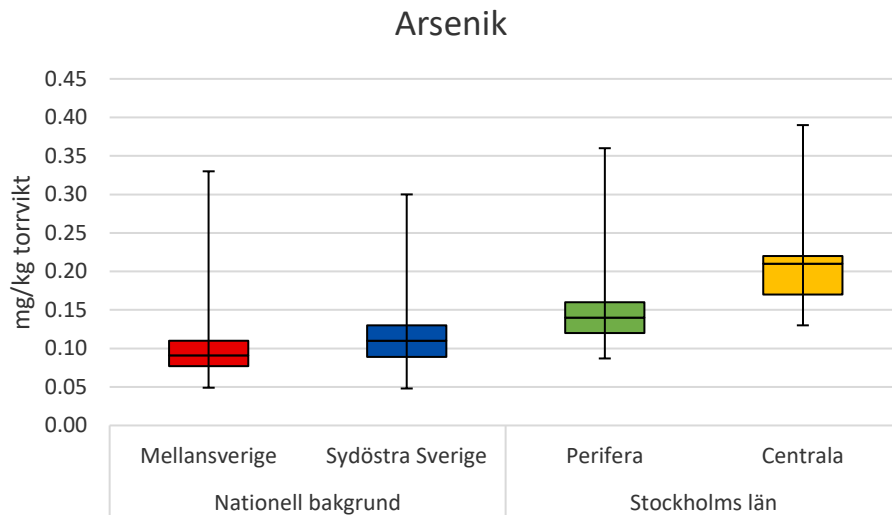


Figur 5. Arsenikhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 6 visas halter av arsenik i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av arsenik med 0,21 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,14 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av arsenik för Mellansverige och sydöstra Sverige var 0,09 respektive 0,11 mg/kg torrsvikt.

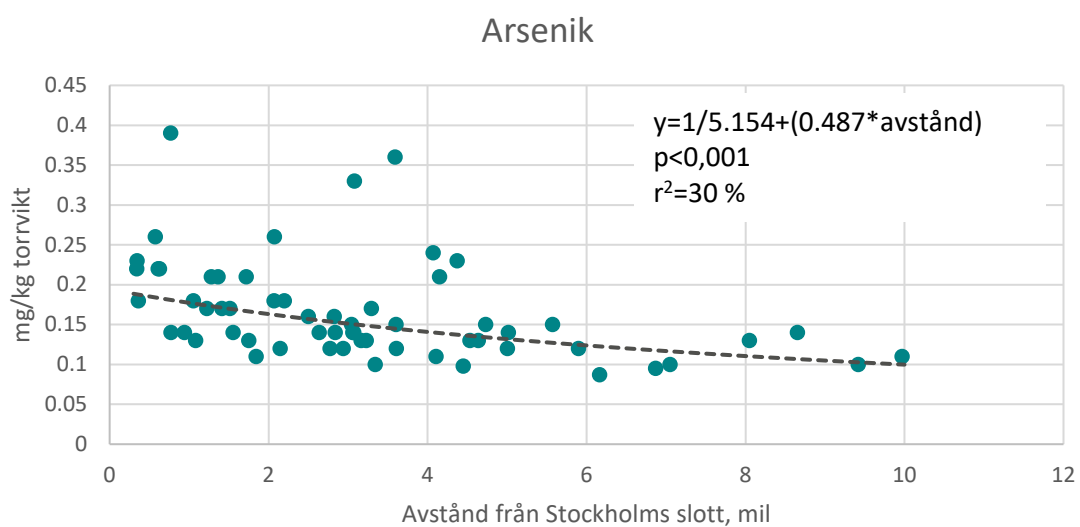
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av arsenik i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av arsenik i mossa från samtliga fyra områden skilde sig statistiskt signifikant åt med högst medianhalt bland de centrala provpunkterna i Stockholms län, följt av medianhalten vid de perifera provpunkterna och lägst medianhalt för Mellansverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 6. Uppmätta halter av arsenik i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossor för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på arsenikhalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av arsenik i mossproverna visas i Figur 7. Regressionsanalysen visade att halterna av arsenik i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) dock med en relativt låg determinationskoefficient (r^2) på 30 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre arsenikhalter upp till cirka 4 mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka 12 mils avstånd från Stockholms slott var halterna av arsenik i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

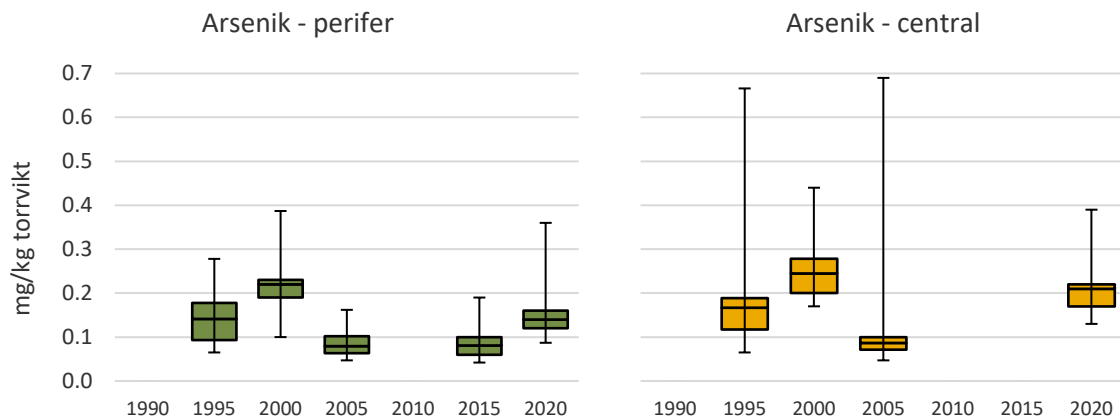


Figur 7. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av arsenik i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.1.2 Jämförelse mot tidigare år

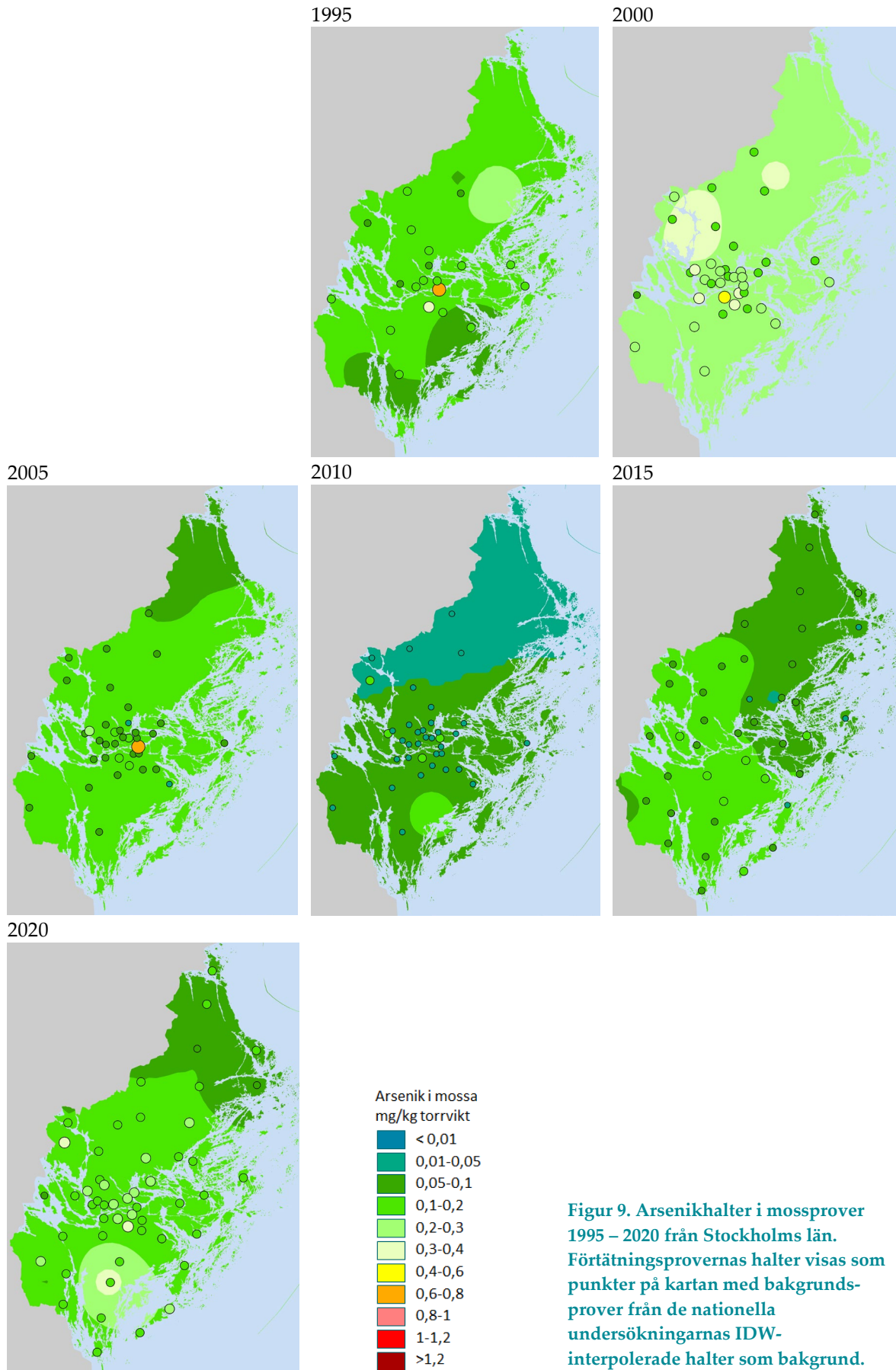
I Figur 8 visar halterna av arsenik i mossprover från hela Stockholms län mellan 1995 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren. Rapporteringsgränsen för arsenik var betydligt högre 2010 jämfört med andra år vilket gjorde att nästan samtliga provers halter var under detektionsgränsen. Detta medförde att resultaten från 2010 inte tagits med i Figur 8, däremot är de med i Figur 9.

I figuren kan man se att mellan 1995 och 2000 ökade medianhalterna av arsenik för både de perifera och centrala mossproverna. Under 1995 så analyserades dock endast nio mossprover för arsenik för de centrala provpunkterna något som kan ha påverkat medianvärdet. Medianhalten av arsenik i de perifera mossproverna minskade sedan till 2015 för att återigen öka något till 2020. Jämfört med 2005 ökade även medianhalten av arsenik i de centrala mossproverna. Medianhalterna av arsenik var högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år.



Figur 8. Uppmätta halter av arsenik i mossprover i Stockholms län mellan 1995 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 9 visar kartor med halter av arsenik i mossa mellan 1995 och 2020. Under 1990 års mossundersökning analyserades inte arsenik i mossa. I Figur 9 syns tydligt den förändring som skett med arsenikhalterna i länets bakgrundsmiljö genom åren med generellt högre halter 2000. Det är även tydligt att halterna 2010 är mycket låga, vilket berodde på den sedan tidigare nämnda höga rapporteringsgränsen detta år (Danielsson & Pihl Karlsson, 2016). I figurerna syns att halten av arsenik i mossa ökat till 2020 jämfört med 2015 års mossundersökning. Det är även tydligt att halterna i förtätningsundersökningen minskat mellan 1995 och 2010. Om man jämför halterna från 2005 och 2020 års förtätningsundersökningar har arsenikhalterna generellt ökat.



4.1.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 2 redovisas medianhalter för arsenik i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av arsenik i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för samtliga här presenterade områden var arsenikhalten i mossa signifikant högre 2020 jämfört med 2015.

Tabell 2. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av arsenik i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

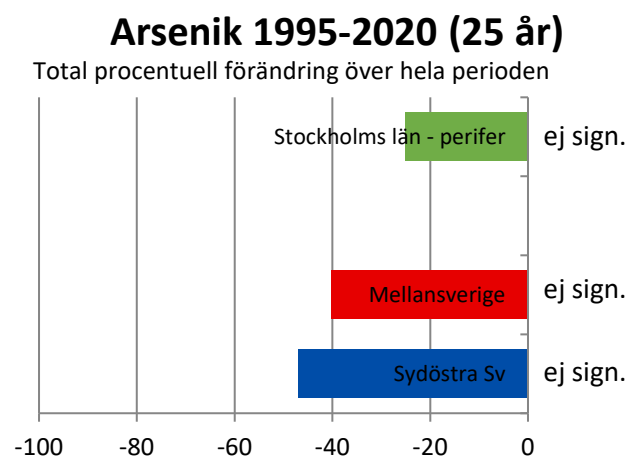
Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,080	0,14	***	Ökning
Mellansverige	0,069	0,091	***	Ökning
Sydöstra Sverige	0,080	0,11	***	Ökning

4.1.2.2 Trendanalys

I Figur 10 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 25 åren för arsenikhalter i mossa från de perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. Mossprover från 1990 analyserades inte med avseende på arsenik vare sig i Stockholms län, Mellansverige eller i sydöstra Sverige. I trendanalysen ingår inga data från 2010 då rapporteringsgränsen för arsenik var betydligt högre jämfört med övriga år. Trendanalysen var därför endast möjlig att göra för perioden 1995–2020 då fler än fyra mätomgångar krävs för en korrekt statistisk analys. Detta gjorde även att ingen trendanalys kunde göras för Stockholms centrala områden då detta område ej ingick i förtätningsundersökningen 2015.

Under de senaste 25 åren (1995–2020) har arsenikhalten i mossa inte förändrats statistiskt signifikant vare sig för Stockholms perifera område eller för områdena Mellansverige och sydöstra Sverige (Figur 10).

Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 10. Trendanalys för arsenikhalter i mossa från Stockholms perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioden 1995–2020. I trendanalysen ingår inte arsenikdata för 2010. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

4.2 Bly

Förekomst

Bly är en giftig tungmetall som har använts i över tusen år och som är giftig i de flesta av sina kemiska former (Eisler, 1988). I små mängder finns bly väl utspritt i miljön, med högre naturliga halter i sulfidrika malmer (Naturvårdsverket, 2020).

Användning

Innan viss användning av bly förbjöds under mitten av 1990-talet så användes det bland annat som tillsats i bensin, i färgpigment, vattenledningssystem och i mynt. Användningsförbudet har medfört att belastning av bly har minskat i naturen. Idag används bly främst i bilbatterier och andra ackumulatörer, i fiskesänken, ammunition och i viss elektronik, så som lödmaterial, blybatterier och kablar. Många av dessa användningsområden har dock minskat i Sverige (Naturvårdsverket, 2020).

Utsläpp och spridning

Emissionskällor av bly till atmosfären är bland annat eldning av olja, kol, ved, avfall och flygbränsle. Andra blykällor är till exempel anrikning och smältning av blymineral. Spridningen av bly kan ske via långväga atmosfärisk transport men kan också spridas lokalt från närliggande emissionskällor. Bly i atmosfären binds till partiklar och deponeras till ekosystem via våt- och torrdeposition. Väl i marken kan bly ha en lång uppehållstid vilket leder till att effekter i miljön kan ses i decennier efter att emissionerna och depositionen av bly har minskat (Berglund m.fl., 2008; 2010). Andra källor för spridning av bly till miljön är ammunition och blysänken för fiske (Naturvårdsverket, 2021).

Miljö- och hälsoeffekter

Upptaget av bly till kroppen sker främst via födan men även via inandningsluften (WHO, 2007). Det är främst hos yrkesgrupper som arbetar med blyframställning och smältning av bly samt vid svetsning och annan bearbetning av blybeklädda och blymönjemålade metallföremål som en kraftig blyexponering kan förekomma. Blyintag via föda kan ske genom födoämnen som innehåller bly som till exempel svamp, vin och viltkött. Bly kan lagras i skelettet och kan överföras från moder till foster via moderkakan. Unga individer är känsligare för blyexponering än vuxna. Bly kan också lagras i hemoglobin men endast kortvarigt (uppehållstid ungefär en månad) jämfört med i skelettet (uppehållstid i decennier). Akut blyförgiftning kan ge symptom så som magbesvär, anemi och domningar. Bly kan också ge neurologiska skador, skador på skelettet och vid långvarig exponering kan det ge förhöjt blodtryck och kronisk njurskada (Arbets- och miljömedicin, 2021; WHO, 2007; Mattisson m.fl., 2018).

Riktvärden och reglering

Gränsvärdet för bly i dricksvatten är 10 µg/l. Det toxikologiska referensvärdet (BMDL01) för bly är 0,5 µg/kg kroppsvikt och dygn (Livsmedelsverket, 2021). Det hygieniska gränsvärdet för bly på inhalerbar fraktion är 0,1 mg/m³ och för respirabel (upptag i lungorna) fraktion 0,05 mg/m³ (AFS 2018:1).

Den miljö kvalitetsnorm som gäller för skydd av människors hälsa presenteras i luftkvalitetsförordningen. Miljö kvalitetsnormen (MKN) för årsmedelvärdet av Pb i luft är 500 ng/m³ (Luftkvalitetsförordning 2010:477). Bly regleras av FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP), samt av EU:s Luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG), Vattendirektiv (2000/60/EG), Grundvatten-direktiv (2006/118/EG), Dricksvattendirektiv (98/83/EG), Slamdirektiv (86/278/EEG) och Förordning om

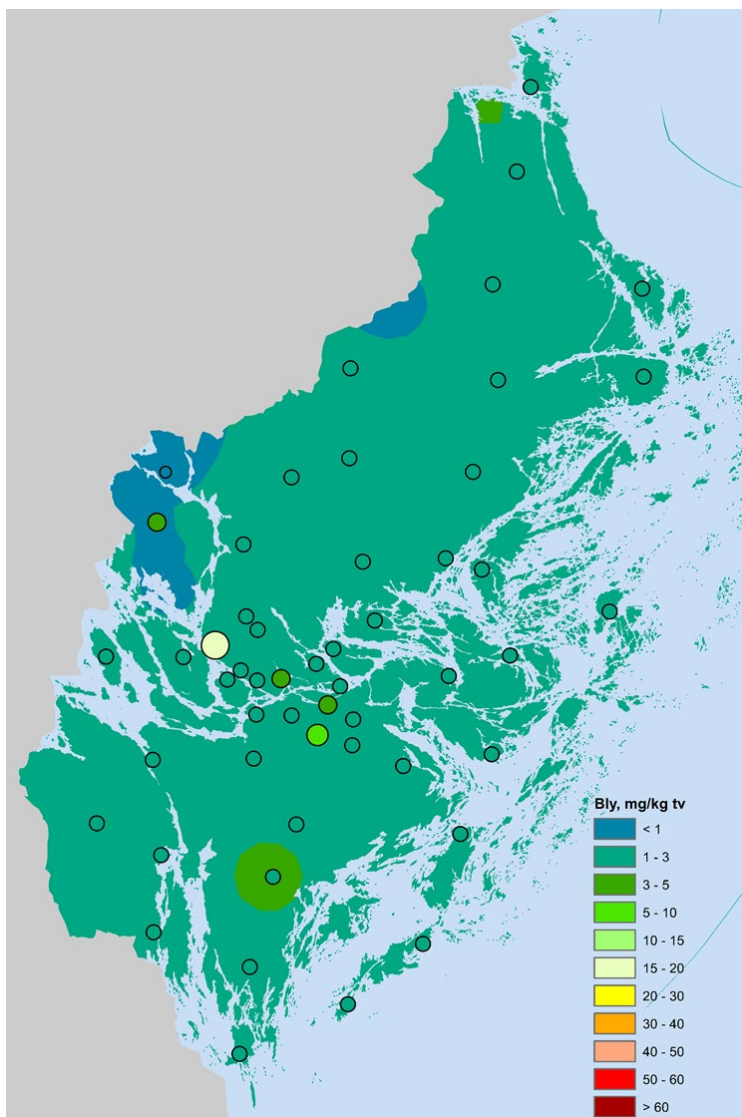
gränsvärden för livsmedel (EG 1881/2006). Blyns användning i produkter regleras av EU:s förordning REACH. EU:s E-PRTR-förordning reglerar tillgängliggörande av information avseende utsläpp av bly.

Bakgrundshalter

Bly uppmäts i nederbördsprover och luftprover vid svenska bakgrundsstationer. Årsmedel-depositionen av bly har under perioden 2015 – 2020 varierat mellan 30 och 310 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i norr och mellan 200 och 390 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i söder, med en långsamt stadig minskande trend i hela Sverige. Lufthalterna har under samma period legat på i medelhalt från 0,2 till 0,4 ng/m^3 i norr och mellan 0,6 och 2 ng/m^3 i söder, med en något långsamt minskande trend i södra Sverige (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson m.fl. 2021). Ett starkt signifikant samband mellan blyhalten i nederbörd och halten av bly i mossor har observerats i en tidigare studie ($r^2 = 80\%$, Pihl Karlsson, m.fl., 2017).

4.2.1 2020

I Figur 11 visas blyhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av bly låg (<3 mg/kg torrsvikt). Generellt var blyhalterna i förtätningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med halterna i bakgrundsundersökningen. Under 2020 samlades sju mossprover in i länet med halter över 3 mg/kg torrsvikt. Den högsta blyhalten i mossor, 19 mg/kg torrsvikt, samlades in vid Lövsta i Stockholms stad, en provpunkt som ingår i det centrala området. Därefter följde ett prov insamlat vid Högdalstoppen i Stockholms stad (centrala området) där halten var 7,7 mg/kg torrsvikt. Ytterligare ett prov med blyhalter över 3,5 mg/kg torrsvikt samlades in i Upplands-Bro i det perifera området där halten var 3,7 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen samlades fyra mossprover med högst halter in i Västerbottens kustland (5–15 mg/kg torrsvikt), där dock en viss påverkan från lokala källor fanns. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta blyhalterna i mossor 3,3 mg/kg torrsvikt respektive 2,1 mg/kg torrsvikt.

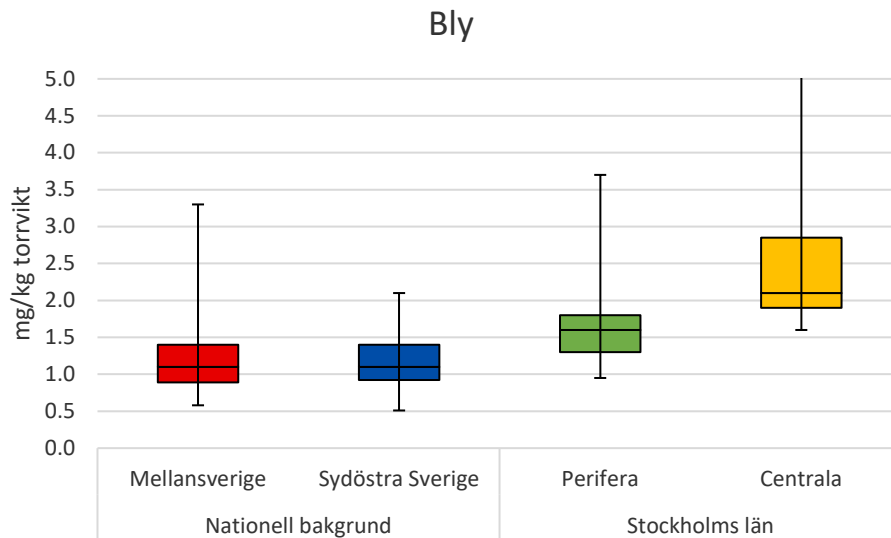


Figur 11. Blyhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 12 visas halter av bly i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av bly med 2,1 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 1,6 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av bly var 1,1 mg/kg torrsvikt för både Mellansverige och sydöstra Sverige.

Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av bly i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av bly i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt, de skilde sig även åt från medianhalterna i mossprover från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av bly sig åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av bly fanns bland mossorna i de centrala provpunkterna följt av de perifera provpunkterna medan medianhalterna var lägst i Mellansverige och i sydöstra Sverige. (Mann-Whitney U-test).



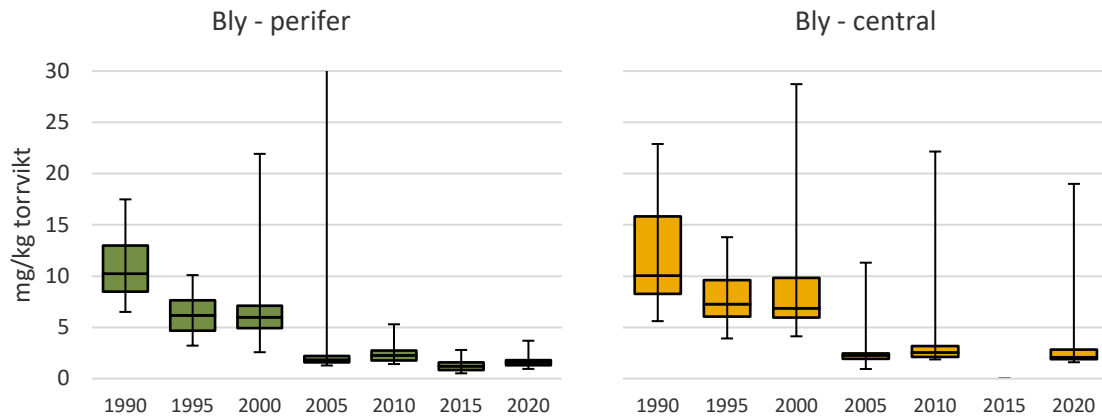
Figur 12. Uppmätta halter av bly i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på blyhalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Regressionsanalysen visade att halterna av bly i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,01$). Dock var determinationskoefficienten (r^2) mycket låg, 14 %, vilket gör att osäkerheterna är mycket stora varför data endast visas i Bilaga 1.

4.2.2 Jämförelse mot tidigare år

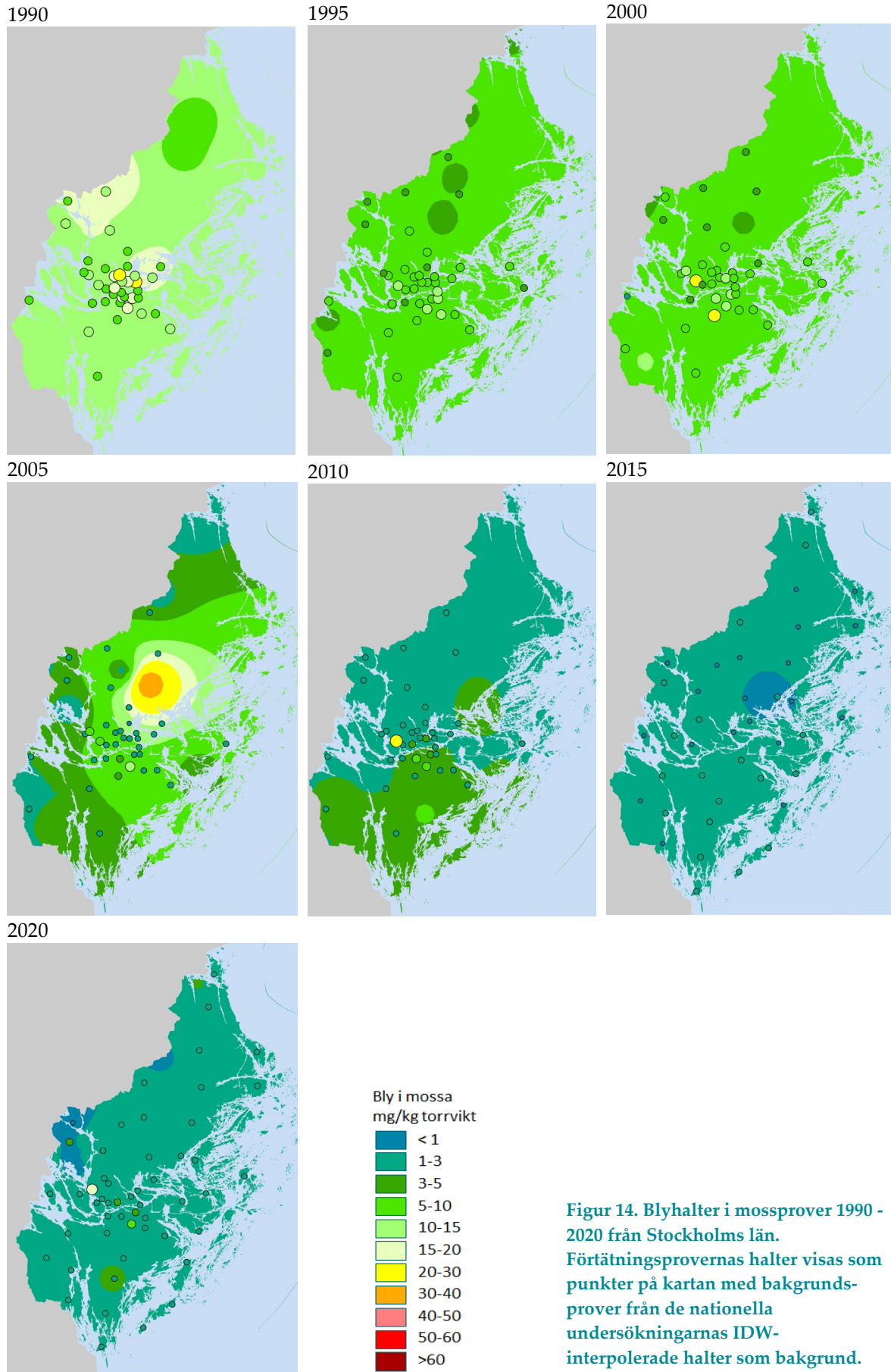
I Figur 13 visas halterna av bly i mossprover från hela Stockholms län mellan 1990 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Figuren visar att mellan 1990 och 2005 minskade medianhalterna av bly kraftigt för både de perifera och de centrala mossproverna. Efter 2005 har medianhalterna, för både de centrala och perifera provpunkterna, legat på en relativt konstant nivå med endast mindre förändringar mellan mättillfällena. Medianhalterna av bly var högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år förutom 1990 då medianhalten för de perifera var något högre.



Figur 13. Uppmätta halter av bly i mossprover i Stockholms län mellan 1990 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Maxvärdet som inte syns för 2005 – perifer är 39 mg/kg torrsvikt.

Figur 14 visar kartor med halter av bly i mossa mellan 1990 och 2020. I figuren syns tydligt den förändring som skett med blyhalterna i mossprover från länet genom åren. Under 2005 fanns ett område med hög blyhalt i den nationella mossundersökningen där provet samlades in i Vallentuna kommun. Orsaken till detta är ännu oklar. Det är även tydligt att halterna i förtätningsundersökningen generellt minskat genom åren.



Figur 14. Blyhalter i mossprover 1990 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.2.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 3 redovisas medianhalter för bly i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av bly i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter var medianhalten 2020 signifikant högre jämfört med 2015 medan den var signifikant lägre 2020 jämfört med 2015 för sydöstra Sverige.

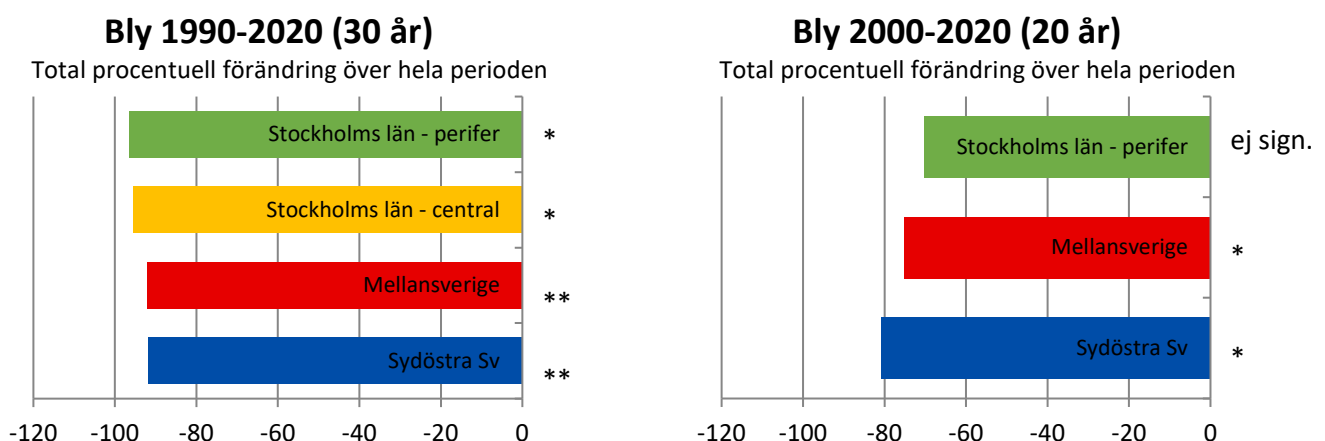
Tabell 3. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av bly i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = * signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	1,2	1,6	***	Ökning
Mellansverige	1,2	1,1	Ej signifikant	-
Sydöstra Sverige	1,3	1,1	**	Minskning

4.2.2.2 Trendanalys

I Figur 15 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för blyhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar, vilket medförde att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala provpunkter då dessa punkter inte provtogs 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har blyhalten i mossa minskat kraftigt och statistiskt signifikant i alla områden, Stockholms centrala och perifera område, Mellansverige samt för sydöstra Sverige. Under de senaste 20 åren (2000–2020) minskade blyhalten i mossan statistiskt signifikant i Mellansverige och sydöstra Sverige. Det fanns däremot inga statistiskt signifikanta förändringar för blyhalten i mossan för Stockholms perifera provpunkter. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 15. Trendanalys för blyhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = *; $p < 0,01$ = **; $p < 0,001$ = *.**

4.3 Järn

Förekomst

Järn är en metall som började användas på järnåldern och utgör ungefär en tredjedel av jordens massa. Det är också ett grundämne som är viktigt för växter och djur. De viktigaste järn-malmerna är svartmalm (magnetit) och blodstensmalm (hematit) och är sett till volym den metall som bryts mest (Nationalencyklopedin, 2021).

Användning

Järn har magnetiska egenskaper och används i en rad olika användningsområden som stål, byggnadskonstruktioner, fordon av olika slag och i diverse vardagliga produkter (Nationalencyklopedin, 2021).

Miljö- och hälsoeffekter

Järn är en essentiell metall som behövs för att transportera syre via blodet i vår kropp. Låga halter av järn kan orsaka trötthet och orkeslöshet. För höga halter av järn i blodet (20 – 30 mg/kg) kan ge förgiftningssymptom som magsmärtor, kräkningar, m.m. (Suchara m.fl., 2007).

Riktvärden och reglering

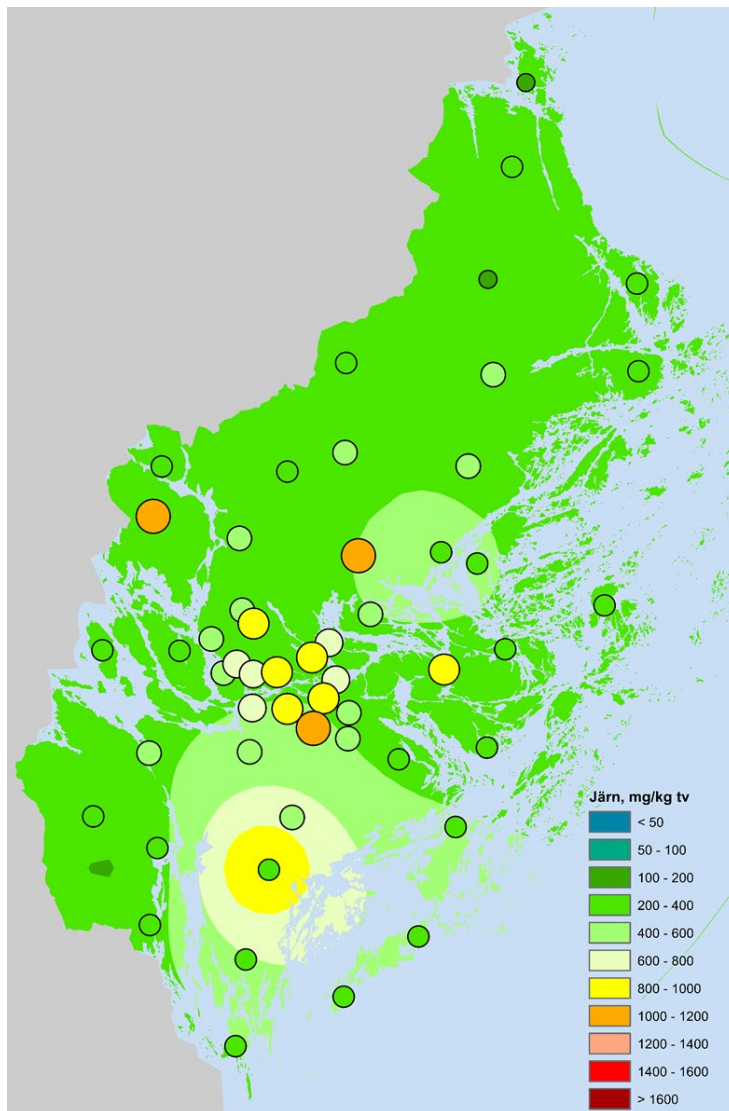
Hygieniskt gränsvärde för järnoxid i inandningsbar fraktion är 3,5 mg/m³ (AFS 2018:1).

Bakgrundshalter

Järn mäts inte inom den nationella miljöövervakningen i luft eller nederbörd. I en studie som undersökte sambandet mellan nederbördshalt och mosshalt hittades inget statistiskt signifikant samband för järn (Pihl Karlsson, m.fl., 2017).

4.3.1 2020

I Figur 16 visas järnhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var bakgrundsbelastningen av järn på en liknande nivå (<400 mg/kg torrsvikt) om man undantar sydöstra delen av länet där halterna i vissa områden kunde gå upp mot 1000 mg/kg torrsvikt. Generellt var järnhalterna i förtätningsundersökningen högre jämfört med bakgrundsundersökningen. I länet 2020 samlades 10 mossprover in med halter över 800 mg/kg torrsvikt varav fyra prover på eller över 1000 mg/kg torrsvikt. Den högsta järnhalten i mossa, 1200 mg/kg torrsvikt, samlades in i en perifer provpunkt, vid AB-14, i Upplands-Bro kommun. Därefter följde två prover, båda med en järnhalt på 1100 mg/kg torrsvikt. Det ena provet samlades in vid den centrala provpunkten Högdalstoppen i Stockholms stad och den andra vid den perifera provpunkten AB-18 i Vallentuna kommun. Ytterligare ett prov med en halt på 1000 mg/kg torrsvikt samlades in vid den centrala provpunkten Ulvsundaberget i Stockholms stad. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den högsta halten järn in, inte överraskande, i närheten till malmfälten i Norrbottens län där den högsta uppmätta halten i mossa var 5 400 mg/kg torrsvikt. I Mellansverige och sydöstra och sydvästra Sverige var de högsta järnhalterna i mossan 950 mg/kg torrsvikt respektive 880 mg/kg torrsvikt.

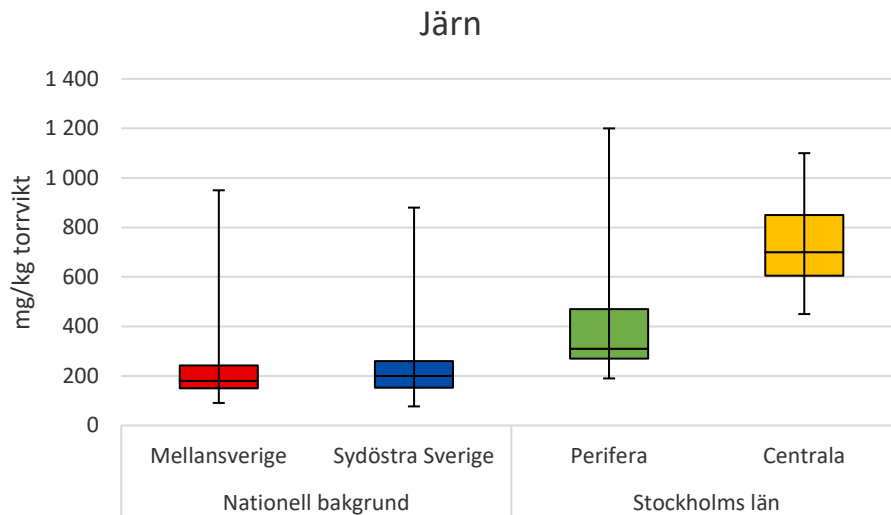


Figur 16. Järnhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 17 visas halter av järn i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av järn med 700 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 310 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av järn för Mellansverige var 180 mg/kg torrsvikt och för sydöstra Sverige 200 mg/kg torrsvikt.

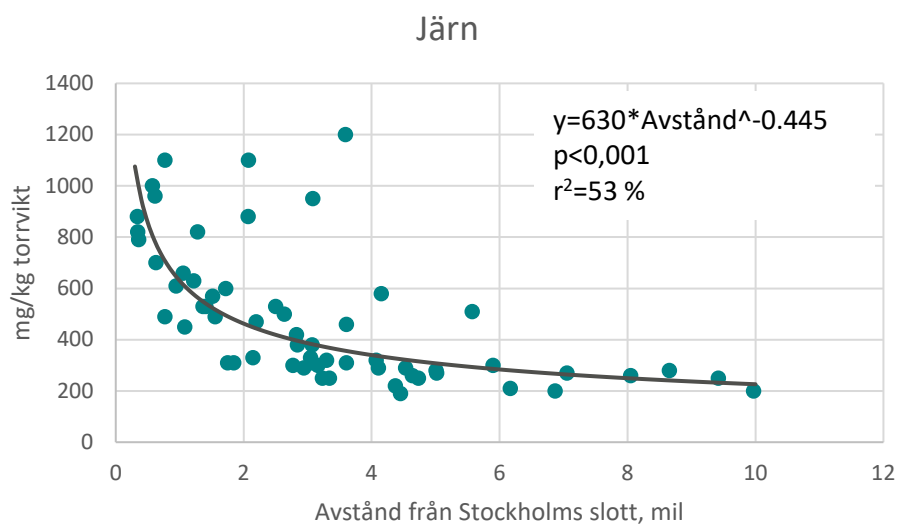
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av järn i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av järn i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt, de skilde sig även från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av järn sig åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av järn fanns bland mossorna i de centrala följt av de perifera provpunkterna i Stockholm. (Mann-Whitney U-test).



Figur 17. Uppmätta halter av järn i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på järnhalterna i mossa genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av järn i mossproverna visas i Figur 18. Regressionsanalysen visade att halterna av järn i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en determinationskoefficient (r^2) på 53 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre järnhalter upp till cirka tre och en halv mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka 17 mils avstånd från Stockholms slott var halterna av järn i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

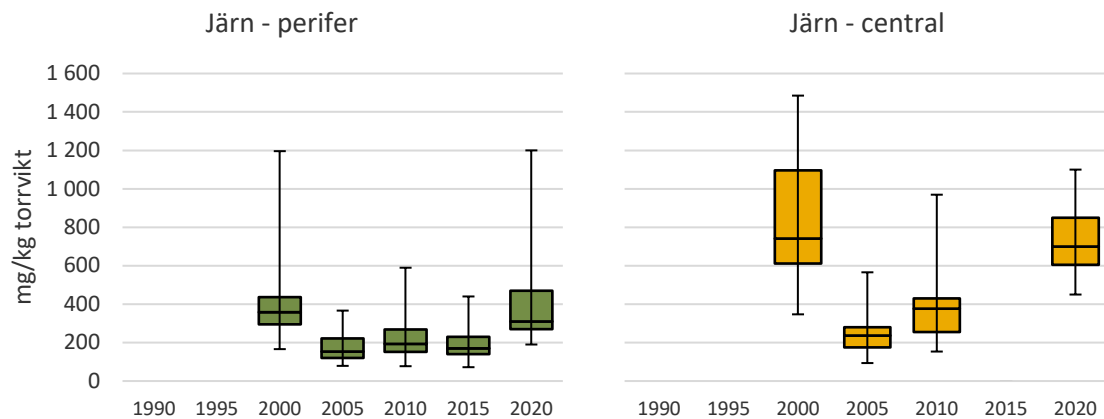


Figur 18. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av järn i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.3.2 Jämförelse mot tidigare år

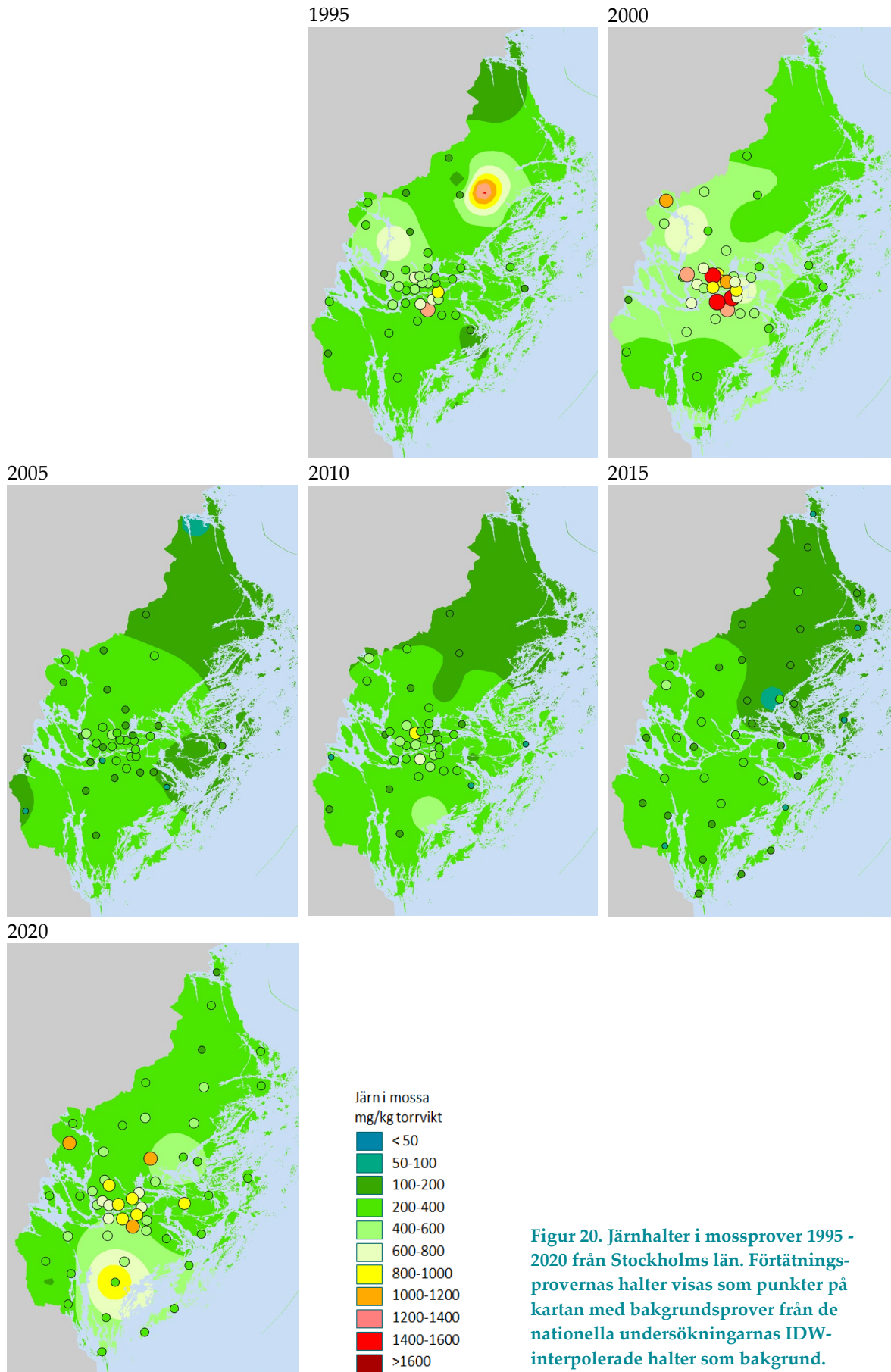
I Figur 19 visar halterna av järn i mossprover från hela Stockholms län mellan 2000 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Ur figuren syns att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av järn mellan 2000 och 2020 minskat och ökat varannan mossundersökning. Medianhalten av järn 2020 var på nästan samma nivå som år 2000. För de centrala provpunkterna minskade medianhalterna av järn kraftigt mellan 2000 och 2005 för att sedan öka till år 2020. Mellan 2005 och 2020 ökade medianhalterna av järn återigen för de centrala provpunkterna och 2020 var medianhalten av järn på nästan samma nivå som år 2000. Medianhalterna av järn var betydligt högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år.



Figur 19. Uppmätta halter av järn i mossprover i Stockholms län mellan 2000 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 20 visar kartor med järnhalter i mossa mellan 1995 och 2020. I figuren syns tydligt den förändring av järnhalterna i mossa som skett i både bakgrundsmiljön och i förtätningsproverna sedan 1995. Under 2000 var järnhalterna förhöjda i området runt Stockholms stad för att sedan återigen minska kontinuerligt fram till år 2020, då de återigen ökat. Även i andra delar av länet har järnhalterna ökat mellan 2015 och 2020 års mossundersökning.



Figur 20. Järnhalter i mossprover 1995 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.3.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 4 redovisas medianhalter för järn i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige för provtagningsåren 2015 och 2020. Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av järn i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för samtliga områden; Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige och sydöstra Sverige var medianhalterna av järn 2020 signifikant högre jämfört med 2015.

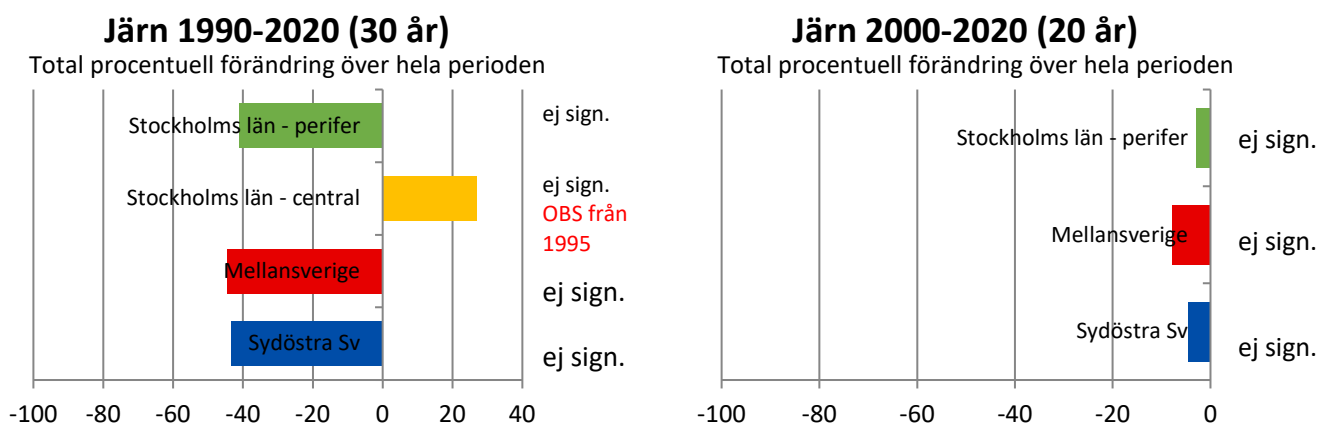
Tabell 4. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av järn i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	170	310	***	Ökning
Mellansverige	125	180	***	Ökning
Sydöstra Sverige	130	200	***	Ökning

4.3.2.2 Trendanalys

I Figur 21 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för järnhalter i mossa från de perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige tillsammans med trendanalysen för de senaste 25 åren vid de centrala provpunkterna i Stockholms län. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gjorde även att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala områden då detta område ej ingick i förtätningsundersökningen 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har järnhalten i mossa inte förändrats statistiskt signifikant vid något område vare sig vid Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Inte heller vid Stockholms centrala provpunkter förändrades järnhalterna under de senaste 25 åren (1995–2020). Det fanns inte heller någon statistiskt signifikant förändring av järnhalterna under de senaste 20 åren (2000–2020) vid något område vare sig Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 21. Trendanalys för järnhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015, utan endast en trendanalys mellan 1990 och 2020. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

4.4 Kadmium

Förekomst

Kadmium är ett giftigt metalliskt grundämne som främst finns naturligt i zinkmalmer. Det naturligt förekommande kadmiumet tas lätt upp av växter från mark och förekommer därför i flertalet olika grödor och växter (Naturvårdsverket, 2020).

Användning

Kadmium har historiskt använts mycket vid galvanisering av stål, som ytbeläggning och som legeringsmetall (fram till 1970-talet) men är idag hårt reglerad. Det används idag fortfarande i nickel- och kadmiumbatterier, som färgpigment i röda och gula färger samt förekommer i viss elektronik och i konstgödsel (Naturvårdsverket, 2020). Enligt Kemikalieinspektionen så kan mineralgödsel innehålla kadmium som förorening. Men det är förbjudet att saluföra eller överlåta vissa gödselmedel som innehåller mer än 100 gram kadmium per ton fosfor. Syftet med begränsningen är att minska kadmiumhalten i åkermark och därigenom minska halten i grödor (SFS 1998:944).

Utsläpp och spridning

Via konstgödsel sprids kadmium över mark men det sprids även som partiklar via luft och deponeras till naturen med våt- och torrdeposition. Emissionskällor av kadmium till luft är naturliga källor så som vulkanutbrott, erosion och bränder och antropogena källor som till exempel metallproduktion, förbränning av fossila bränslen samt vid avfallsförbränning (Suchara m.fl., 2007; Nriagu, 1989).

Miljö- och hälsoeffekter

Kadmium tas upp i kroppen via mat, dryck och rökning i mag- och tarmkanalen och ackumuleras i njurarna. Mat som sägs innehålla höga mängder kadmium är till exempel spannmålsprodukter, lever, njure, ostron, musslor och vissa vildväxande champinjonarter.

Långvarig exponering av kadmium kan leda till njurskada, benskörhet, ökad risk för stroke, skador på luftvägar, påverkan på manlig fertilitet och negativ påverkan på fostertillväxt. Kadmium är också klassat som cancerframkallande (Peralta-Videa m.fl., 2009; Suchara m.fl., 2007; WHO, 2007; Järup, 1998). Kadmium visar starka likheter med mikronäringsämnet zink och kan ersätta zink i många biologiska system. Omfattningen av kadmiumupptaget beror på järndepåer i kroppen och har setts öka om järnstatus är låg. Halveringstiden för kadmium i kroppen kan vara flera decennier (Mattisson m.fl., 2018).

Riktvärden och reglering

Tolererbara dagliga intaget (TDI-värdet) för kadmium är 0,00036 mg/kg kroppsvikt och dag och dricksvattennormen är 5 µg/l (Kemakta, 2016). Nivågränsvärdet för kadmium i inhaled fraktion är 0,001 mg/m³ (AFS 2018:1)

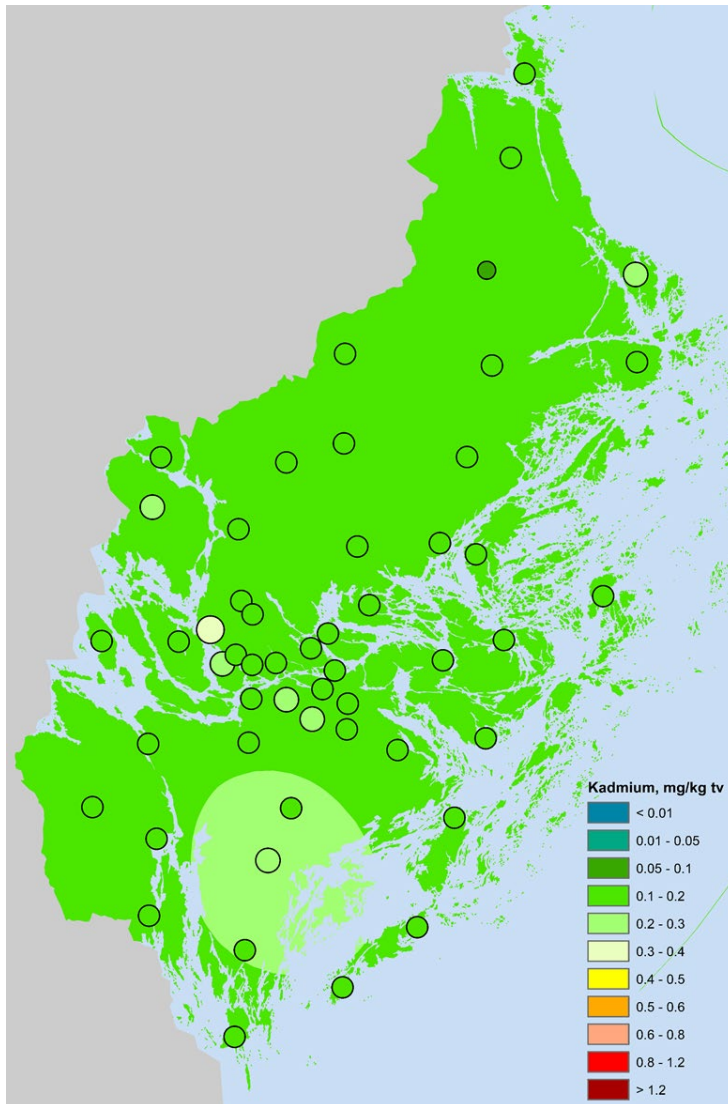
Miljö kvalitetsnormen för årsmedelvärdet av kadmium i luft är 5 ng/m³ (Luftkvalitetsförordning 2010:477). Kadmium regleras inom FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP), samt av EU:s Luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG), Vattendirektiv (2000/60/EG), Grundvattendirektiv (2006/118/EG), Dricksvattendirektiv (98/83/EG), Slamdirektiv (86/278/EEG) och Förordning om gränsvärden för livsmedel (EG 1881/2006). Kadmiums användning i produkter regleras av EU-förordningen REACH. EU:s E-PRTR-förordning reglerar tillgängliggörande av information avseende utsläpp av kadmium.

Bakgrundshalter

I Sverige mäts kadmium i nederbörds- och luftprover vid svenska bakgrundsstationer med depositionshalter under perioden 2015–2020 på mellan 10 och 45 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i söder och mellan 5 och 10 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i norr. Lufthalter under samma period varierade mellan 0,02 och 0,06 ng/m^3 i söder och mellan 0,01 och 0,02 ng/m^3 i norr. En minskning i både lufthalter och deposition har observerats under perioden med störst nedgång i södra och mellersta Sverige (Naturvårds-verkets luftdatabas; Fredricsson m.fl., 2021). Ett signifikant samband mellan kadmium i nederbörd och halten kadmium i mossa har observerats i en tidigare studie ($r^2 = 65\%$, Pihl Karlsson, m.fl., 2017).

4.4.1 2020

I Figur 22 visas kadmiumhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av kadmium relativt låg och på samma nivå ($<0,2$ mg/kg torrsvikt). Generellt var kadmiumhalterna i förtätningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med halterna i bakgrundsundersökningen. I mossundersökningarna 2020 samlades åtta mossprover in med halter över 0,2 mg/kg torrsvikt. Den högsta kadmiumhalten i mossa, 0,32 mg/kg torrsvikt, samlades in vid Lövsta i Stockholms stad, den provpunkten ingår i det centrala området. Därefter följde ett prov insamlat vid Högdalstoppen i Stockholms stad (centrala området) där halten var 0,30 mg/kg torrsvikt. Ytterligare ett prov med kadmiumhalter över 0,25 mg/kg torrsvikt samlades in i Nynäshamns kommun inom den nationella mossundersökningen. Kadmiumhalten i det provet var 0,29 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen samlades två mossprover med de högsta halterna in i södra Jämtland (0,56 mg/kg torrsvikt) och i Västerbottens kustland (0,47 mg/kg torrsvikt). I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta kadmiumhalterna i mossa 0,29 mg/kg torrsvikt respektive 0,30 mg/kg torrsvikt.

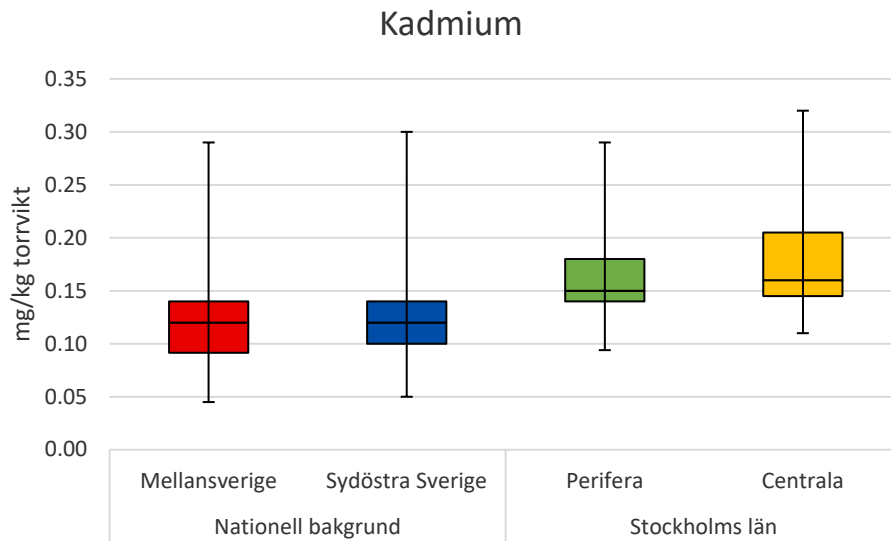


Figur 22. Kadmiumhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 23 visas halter av kadmium i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av kadmium med 0,16 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,15 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av kadmium var 0,12 mg/kg torrsvikt för både Mellansverige och sydöstra Sverige.

Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av kadmium i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av kadmium i mossa från de centrala provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt från Mellansverige och sydöstra Sverige. Även medianhalten av kadmium från de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av kadmium sig åt mellan de centrala och perifera provpunkterna, ej heller mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter fanns bland mossorna från de centrala och perifera provpunkterna. (Mann-Whitney U-test).



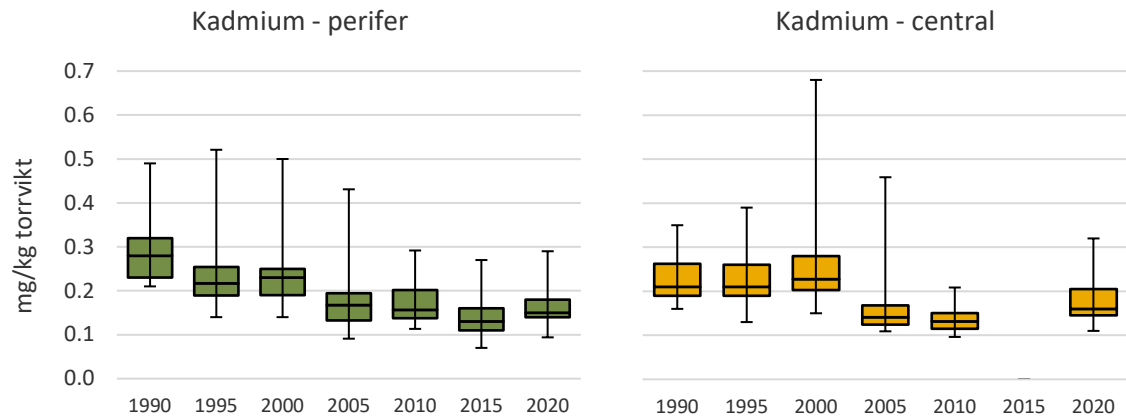
Figur 23. Uppmätta halter av kadmium i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på kadmiumhalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Regressionsanalysen visade att halterna av kadmium i mossproverna inte var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott.

4.4.2 Jämförelse mot tidigare år

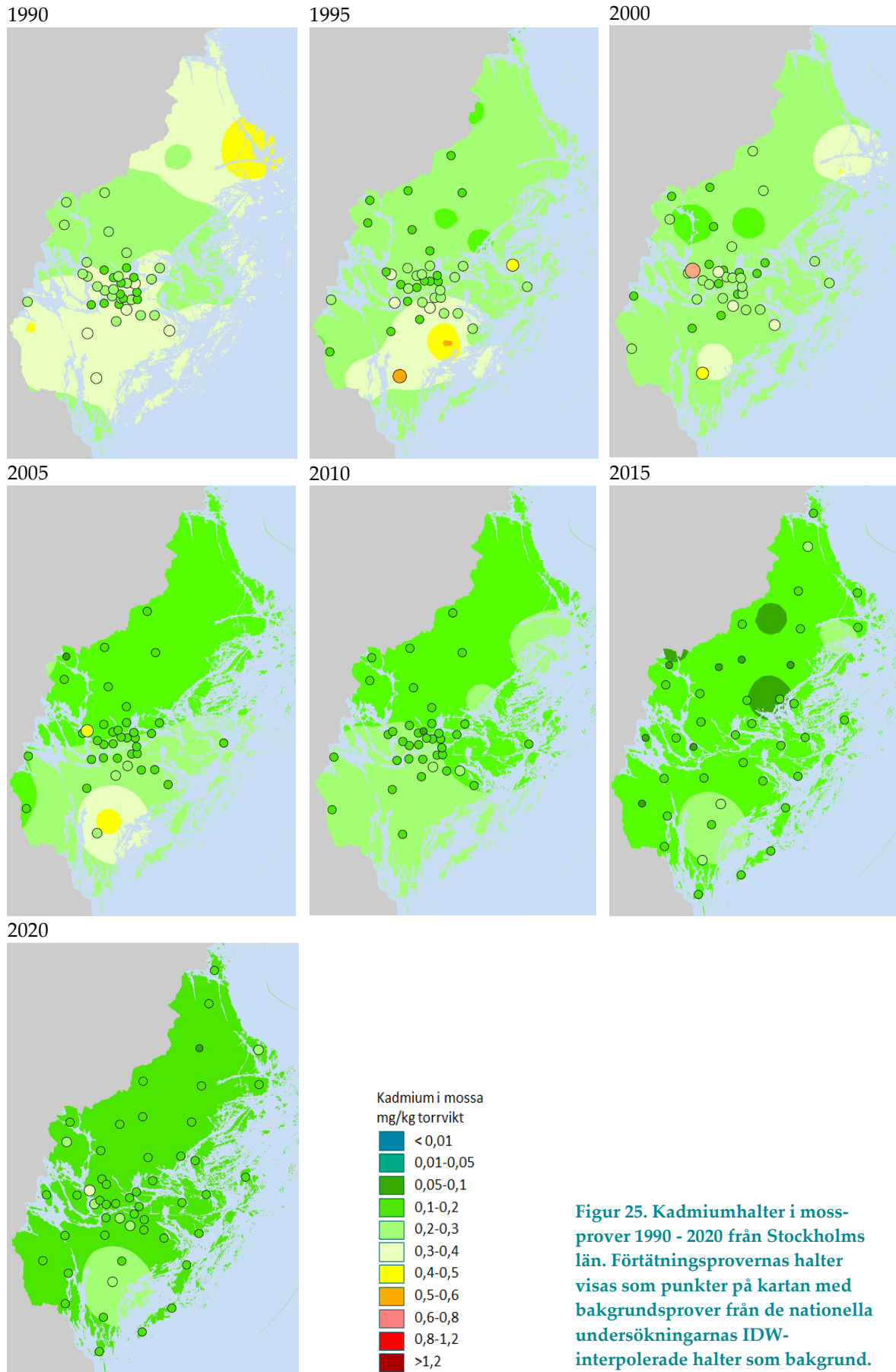
I Figur 24 visas halterna av kadmium i mossprover från hela Stockholms län mellan 1990 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Figuren visar att mellan 1990 och 2005 så minskade medianhalterna av kadmium kontinuerligt för de perifera provpunkterna för att därefter, mellan 2005 och 2015, fortsatt minska men med en lägre takt. 2020 ökade medianhalten något vilket gjorde att nivån var liknande som den för 2010. För de centrala provpunkterna var mönstret annorlunda genom att medianhalterna för de tre första mossundersökningarna inte förändrades nämnvärt. Mellan 2000 och 2005 minskade dock medianhalterna relativt kraftigt för de centrala provpunkterna. 2010 års medianhalt var endast något lägre än den 2005, dock ökade medianhalten något mellan 2010 och 2020. Medianhalterna av kadmium var högre för de perifera jämfört med de centrala provpunkterna under samtliga år förutom 2000 då medianhalterna var samma samt under 2020 då medianhalten var något högre för de centrala provpunkterna.



Figur 24. Uppmätta halter av kadmium i mossprover i Stockholms län mellan 1990 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 25 visar kartor med halter av kadmium i mossa mellan 1990 och 2020. I figuren syns tydligt den förändring som skett med kadmiumhalterna i länets bakgrundsmiljö genom åren. Det är även tydligt att halterna i förtätningsundersökningen inte minskat i riktigt samma utsträckning som bakgrundshalterna. Minskningen som kan ses beror bland annat på att det i Sverige i mitten av 1990-talet infördes en skatt på kadmium i konstgödsel. Denna skatt avskaffades dock 1 januari 2010. Om man jämför halterna från 2015 och 2020 års förtätningsundersökningar ser kadmiumhalterna ut att ha ökat något.



Figur 25. Kadmiumhalter i mossprover 1990 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.4.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 5 redovisas medianhalter för kadmium i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av kadmium i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter var medianhalten av kadmium 2020 signifikant högre jämfört med 2015.

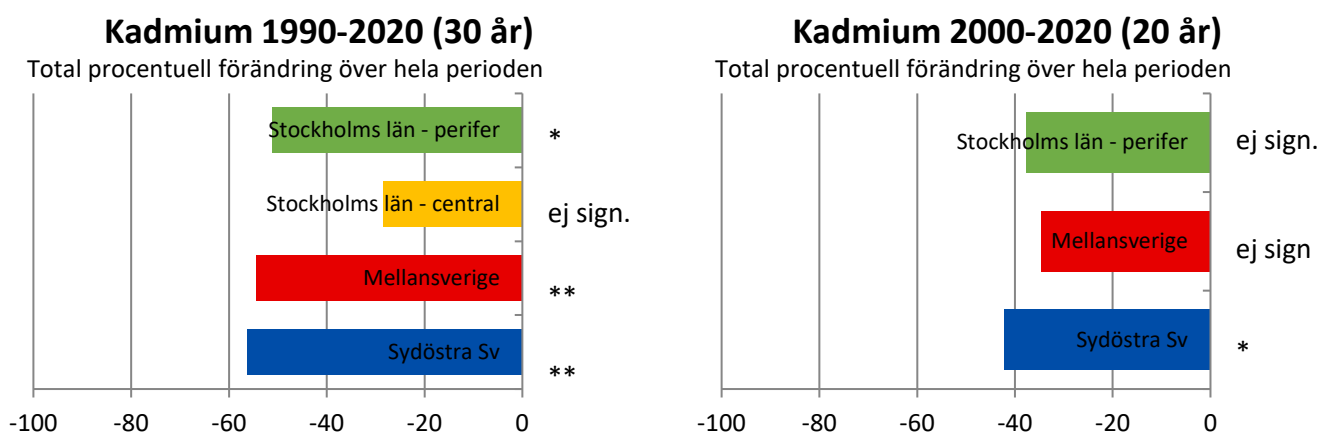
Tabell 5. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av kadmium i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,13	0,16	**	Ökning
Mellansverige	0,12	0,12	Ej signifikant	-
Sydöstra Sverige	0,13	0,12	Ej signifikant	-

4.4.2.2 Trendanalys

I Figur 26 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för kadmiumhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar, vilket medförde att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala provpunkter då dessa inte provtogs 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har kadmiumhalten i mossa minskat statistiskt signifikant vid Stockholms perifera område, Mellansverige samt för sydöstra Sverige. Däremot fanns det inga statistiskt signifikanta förändringar för kadmiumhalten i mossan för Stockholms centrala provpunkter under den senaste 30-årsperioden. Under de senaste 20 åren (2000–2020) minskade kadmiumhalten i mossan statistiskt signifikant endast i sydöstra Sverige. Det fanns inga statistiskt signifikanta förändringar för kadmiumhalten i mossan för Stockholms perifera provpunkter eller för Mellansverige. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 26. Trendanalys för kadmiumhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

4.5 Koppar

Förekomst

Koppar är en naturligt förekommande rödaktig metall som i miljön finns bundet i olika mineraler, i mark och sediment, och löst i vatten (Naturvårdsverket, 2020).

Användning

Koppar är en metall som används mycket i elledningar tack vare dess goda elektriska och termiska ledningsförmåga. Det används också i dricksvattenledningar, i legeringsmedel mot algpåväxt, i träskyddsmedel och bekämpningsmedel (Naturvårdsverket, 2020).

Utsläpp och spridning

Koppar emitteras till luft från bromsar och bromsbelägg från vägtrafikfordon och även från metallsmältverk, gruvsdrift och förbränning av fossila bränslen. I närheten av utsläppskällor kan kopparhalterna vara högre. Andra utsläppskällor till koppar är avloppsreningsverk, pappers- och massaindustrin samt från träskyddsmedelsanläggningar (Hulskotte m.fl., 2006; Johansson m.fl., 2009; Naturvårdsverket, 2020).

Miljö- och hälsoeffekter

Koppar är ett livsviktigt grundämne som styr viktiga funktioner i kroppen. Det rekommenderade dagliga intaget av koppar via föda är 1 mg och en vuxen människa har cirka 80 mg koppar lagrat i kroppen. I för låga och för höga doser kan koppar vara skadligt. Akut kopparförgiftning (>4 mg/l) kan ge kräkningar och diarré då det irriterar magslemhinnan (Livsmedelsverket, 2021).

Riktvärden och reglering

Gränsvärdet för koppar i dricksvatten i Sverige är 0,2 mg/l (Livsmedelsverket, 2021).

Koppar regleras inom FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP) och EU:s Dricksvattendirektiv (98/83/EG) och Slamdirektiv (86/278/EEG) (Naturvårdsverket, 2020).

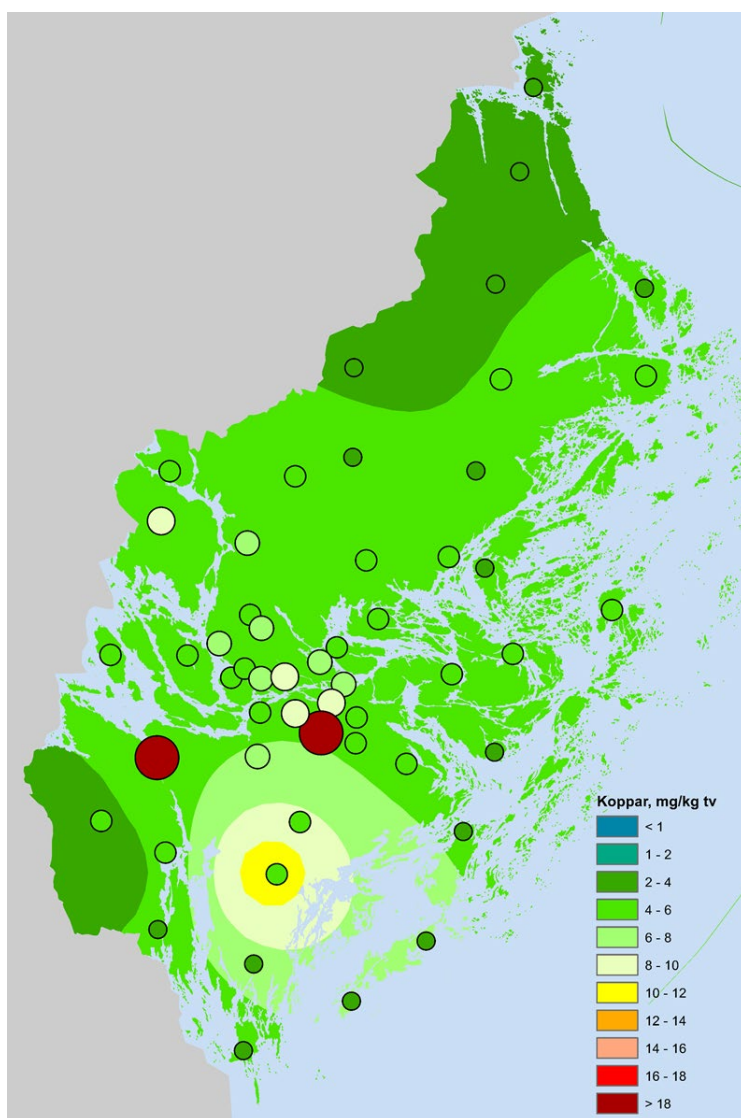
Bakgrundshalter

Koppar detekteras i nederbördsprover vid svenska bakgrundsstationer med en årsmedel-deposition från 95 till 1950 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i norra Sverige och från 350 till 2800 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ i södra Sverige, under perioden 2015 – 2020. Under samma period varierade årsmedelhalten i luft från 0,1 till 0,3 ng/m^3 i norr och från 0,4 till 1,3 ng/m^3 i söder. Sedan 2011 har en tydlig nedgång i koppardeposition observerats vid alla svenska stationer inom den nationella miljöövervakningen. Lufthalterna visar däremot en stabil eller något ökande halt, främst i söder. (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson m.fl., 2021). Ett starkt signifikant samband mellan våtdepositionen av koppar och kopparhalten i mossor har observerats i en tidigare studie ($r^2 = 71\%$, Pihl Karlsson, m.fl., 2017).

4.5.1 2020

I Figur 27 visas kopparhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtättningsundersökningen. Förtättningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var bakgrundsbelastningen av koppar på en relativt låg nivå (<6 mg/kg torrsvikt) om man undantar sydöstra delen av länet där halterna var högre, upp mot 12 mg/kg torrsvikt. Generellt var kopparhalterna vid några

provpunkter från förtätningsundersökningen högre jämfört med bakgrundsundersökningen, speciellt tydligt var detta för de centrala provpunkterna. I länet samlades under 2020 14 mossprover in med halter över 6 mg/kg torrsvikt varav tre prover över 10 mg/kg torrsvikt. Den högsta kopparhalten i mossa, 22 mg/kg torrsvikt, samlades in i en perifer provpunkt, vid AB-37, i Södertälje kommun. Tätt därefter följde ett prov insamlat vid Högdalstoppen i Stockholms stad (centrala området) där kopparhalten var 21 mg/kg torrsvikt. Ytterligare ett prov med halt över 10 mg/kg torrsvikt samlades in i Nynäshamns kommun inom den nationella mossundersökningen. Kopparhalten i det provet var 11 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen var halterna av koppar allra högst i prover insamlade vid Västerbottens kustland och ett prov med en halt på 20 mg/kg torrsvikt samlades in där. Halterna i mossprover från denna del av landet var troligen påverkade av lokala källor. I Mellansverige, och sydöstra Sverige var de högsta kopparhalterna i mossa 11 mg/kg torrsvikt respektive 7 mg/kg torrsvikt.

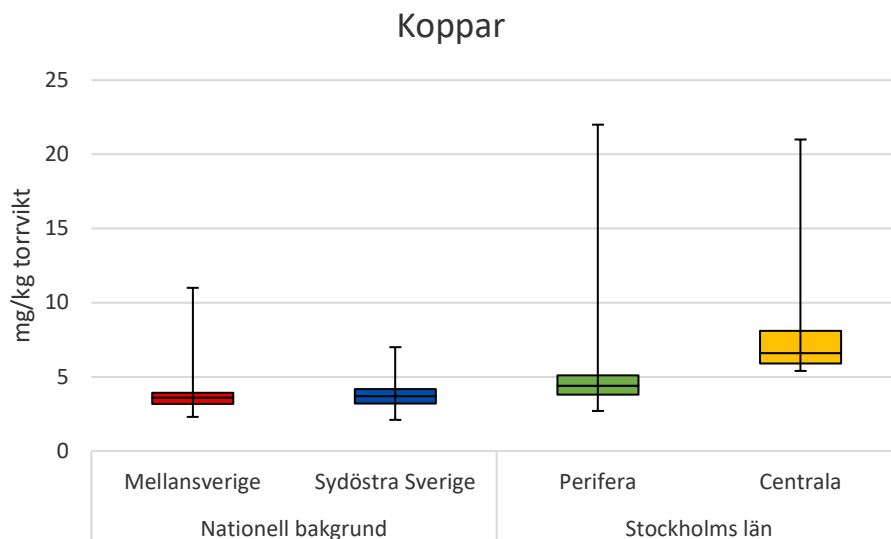


Figur 27. Kopparhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 28 visas halter av koppar i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av koppar med 6,6 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 4,40 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av koppar för Mellansverige och sydöstra Sverige var 3,60 respektive 3,70 mg/kg torrsvikt.

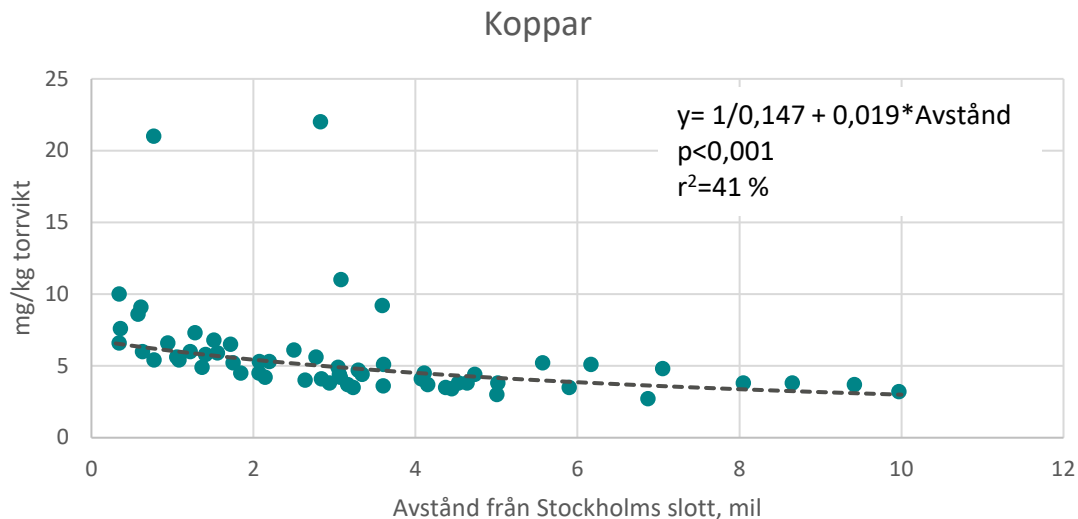
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av koppar i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av koppar i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt, de skilde sig även från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av koppar sig åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av koppar fanns bland mossorna i de centrala provpunkterna följt av de perifera provpunkterna medan medianhalterna var lägst i Mellansverige och i sydöstra Sverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 28. Uppmätta halter av koppar i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på kopparhalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av koppar i mossproverna visas i Figur 29. Regressionsanalysen visade att halterna av koppar i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en determinationskoefficient (r^2) på 41 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre kopparhalter upp till cirka 3 mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka sju mils avstånd från Stockholms slott var halterna av koppar i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

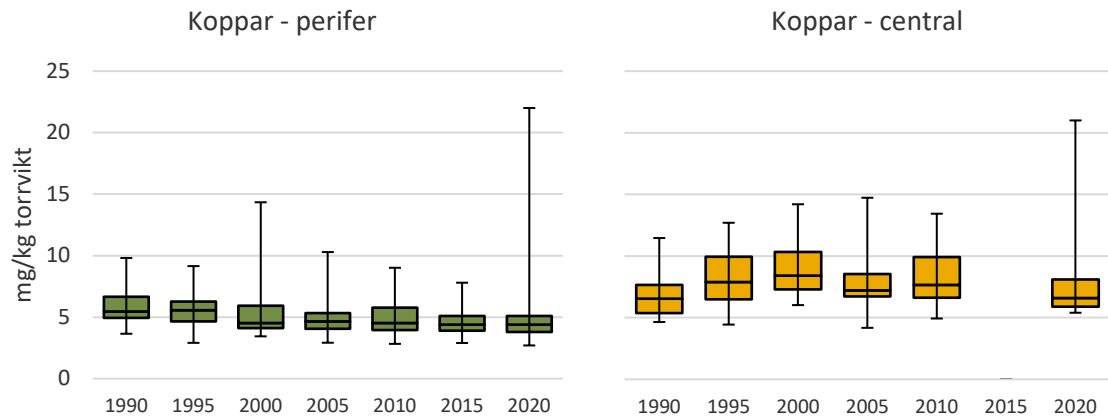


Figur 29. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av koppar i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.5.2 Jämförelse mot tidigare år

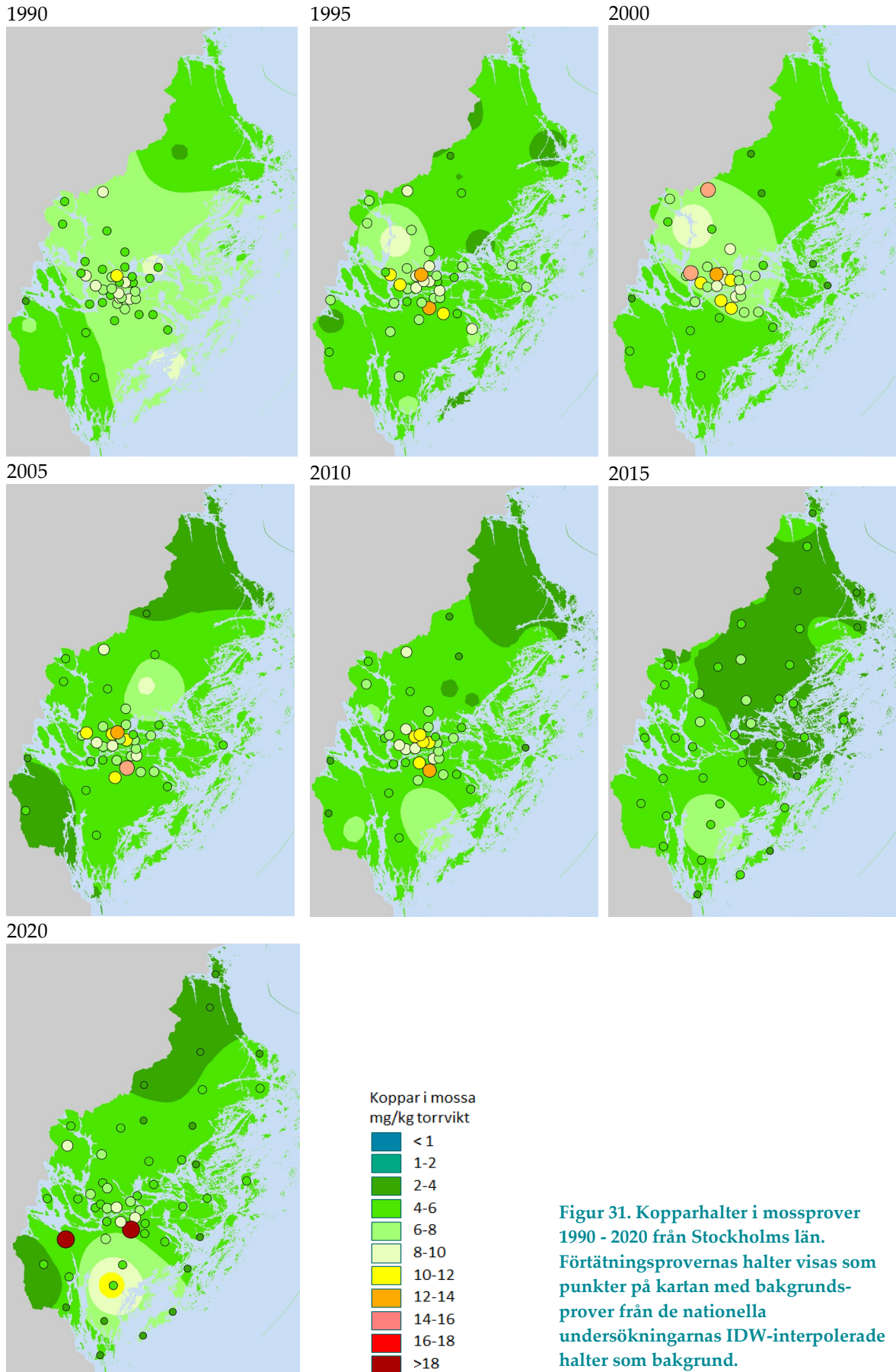
I Figur 30 visas halterna av koppar i mossprover från hela Stockholms län mellan 1990 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

I figuren kan man se att mellan 1990 och 2000 för de perifera provpunkterna så minskade medianhalterna av koppar kontinuerligt för att därefter mellan 2000 och 2005, öka något. Därefter minskade medianhalten något till 2015. Medianhalten av koppar för de perifera provpunkterna 2020 var på samma nivå som 2015. För de centrala provpunkterna var mönstret helt annorlunda genom att medianhalterna av koppar ökade mellan 1990 och 2000 för att sedan minska något till 2005. Medianhalten av koppar 2010 var något högre jämfört med 2005 års medianhalt för de centrala provpunkterna. 2020 års medianhalt var något lägre än motsvarande kopparhalt 2010. Medianhalterna av koppar var betydligt högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga.



Figur 30. Uppmätta halter av koppar i mossprover i Stockholms län mellan 1990 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 31 visar kartor med halter av koppar i mossa mellan 1990 och 2020. I figuren syns den förändring som skett med kopparhalterna i länets bakgrundsmiljö genom åren. Det är även tydligt att halterna i förtättningsundersökningen inte alls minskat i riktigt samma utsträckning som bakgrundshalterna utan vid vissa provpunkter snarare ökat istället.



4.5.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 6 redovisas medianhalter för koppar i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av koppar i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter fanns ingen statistiskt signifikant förändring. Däremot var medianhalterna 2020 signifikant lägre jämfört med 2015 i Mellansverige och sydöstra Sverige.

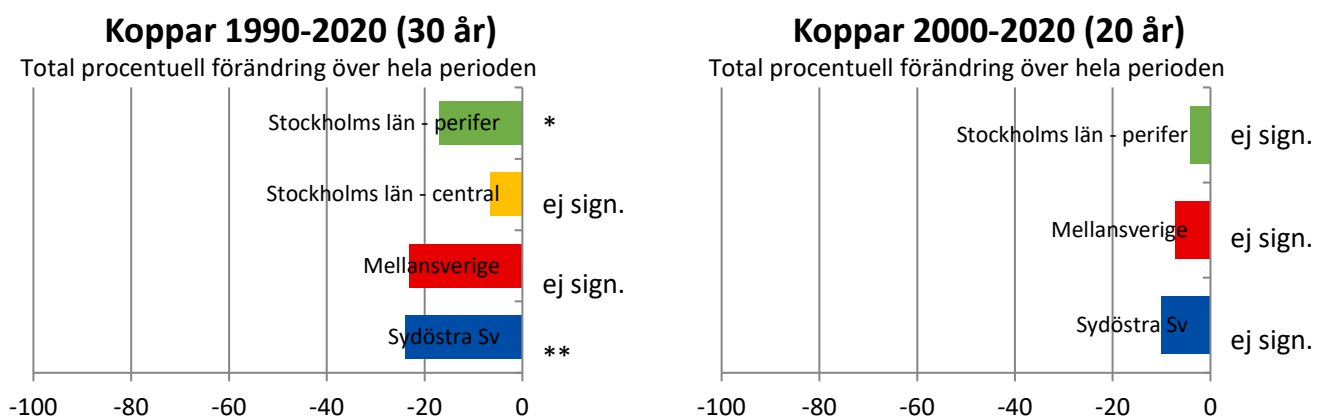
Tabell 6. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av koppar i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	4,5	4,4	Ej signifikant	-
Mellansverige	4,0	3,6	***	Minskning
Sydöstra Sverige	4,0	3,7	***	Minskning

4.5.2.2 Trendanalys

I Figur 32 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för kopparhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar, vilket medförde att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala provpunkter då dessa punkter inte provtogs 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har kopparhalten i mossa minskat statistiskt signifikant vid Stockholms perifera område samt sydöstra Sverige. Däremot fanns det inga statistiskt signifikanta förändringar för kopparhalten i mossan för Stockholms centrala provpunkter eller Mellansverige under den senaste 30-årsperioden. Under de senaste 20 åren (2000–2020) förändrades inte kopparhalten i mossan statistiskt signifikant vid något område vare sig vid Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 32. Trendanalys för kopparhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

4.6 Krom

Förekomst

Krom är en övergångsmetall som finns i jordskorpan som mineralet kromit och finns naturligt i mark och vatten (Arbets- och miljömedicin, 2021; Naturvårdsverket, 2020).

Användning

Krom används idag som legeringsmetall i rostfritt stål, vid förkromring (korrosionsskydd), för tillverkning av rostskyddsfärger, vid garvning av läder och också för träimpregnering (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Utsläpp och spridning

Krom förekommer som förorening i cement och kan emitteras vid svetsning av rostfritt stål (Arbets- och miljömedicin, 2021; International Chromium Development Association, 2007). Andra antropogena källor är förbränning av fossila bränslen och gruvavfall. Naturliga källor är vittring från mark och till luft via vulkanutbrott. Krom deponeras från atmosfären bundet till partiklar via våt- och torrdeposition (International Chromium Development Association, 2007).

Miljö- och hälsoeffekter

Det finns flera oxidationstal av krom; två-, tre- och sexvärt krom som alla förekommer naturligt i mat och dricksvatten (International Chromium Development Association, 2007). Trevärt krom är en essentiell metall som i låga doser behövs för kroppens glukosmetabolism. För höga doser av trevärt krom kan däremot orsaka skador på lever, njurar och lungor (Zayed och Terry, 2003; Arbets- och miljömedicin, 2021). Sexvärt krom är mycket giftigare då det effektivare tas upp i mag- och tarmkanalen jämfört med trevärt krom. Sexvärt krom tas dessutom upp även genom hud och slemhinnor. De sexvärda kromföreningarna är irriterande/etsande på hud och slemhinnor och är också allergent. Det finns även en risk att utveckla lungcancer om man exponeras för sexvärt krom (Arbets- och miljömedicin, 2021; Peralta-Videa m.fl. 2009).

Riktvärden och reglering

Nivågränsvärdet för inhalerbar fraktion för sexvärt krom är 0,005 mg/m³ och korttidsgränsvärdet är 0,015 mg/m³. För totaldamm (mängd damm som samlas in med en speciell typ av provtagningsutrustning) för alla oorganiska kromföreningar är nivågränsvärdet 0,5 mg/m³. (AFS 2018:1).

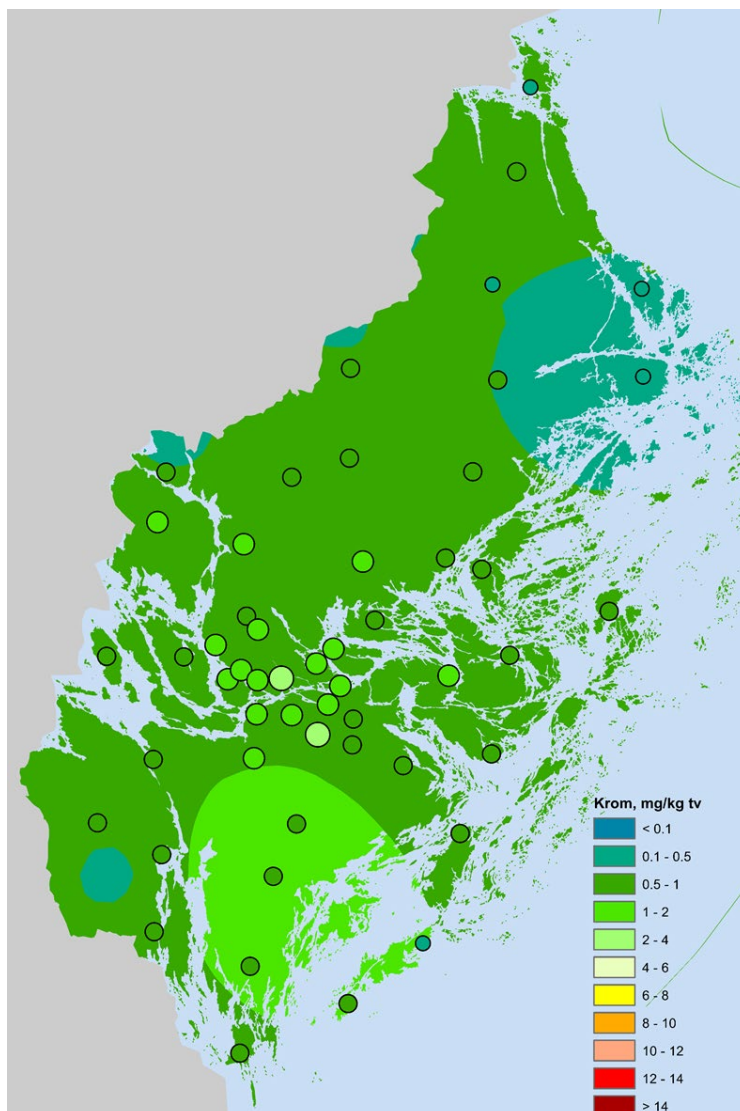
Krom regleras av FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP) och av EU:s Dricksvattendirektiv (98/83/EG) och Slamdirektiv (86/278/EEG). EU:s E-PRTR-förordning reglerar tillgängliggörande av information avseende utsläpp av krom.

Bakgrundshalter

Krom mäts i luftprover och deposition med årsmedelhalter i luft från 0,1 till 0,4 ng/m³ i norr och från 0,3 till 0,6 ng/m³ i söder (under perioden 2015–2020). Årsmedeldepositionen varierade mellan 16 och 30 µg/m² i norr och från 30 till 47 µg/m² i söder under samma period. Depositionen av krom minskade kraftigt mellan 2009 och 2012 på samtliga mätstationer och har sedan dess fram till 2019 minskat med en lägre takt. Lufthalterna har generellt varken ökat eller minskat (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson m.fl., 2021). Ett svagt, men signifikant, samband mellan nederbördshalt och mosshalt av krom observerades i en tidigare studie ($r^2 = 42\%$). Förutom att sambandet var lågt var dessutom sambandet asymptotiskt vilket betyder att höga halter av krom i deposition inte nödvändigtvis leder till höga kromhalter i mossor (Pihl Karlsson, m.fl., 2017).

4.6.1 2020

I Figur 33 visas kromhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av krom låg (<1 mg/kg torrsvikt). Generellt var kromhalterna i mossproverna från förtätningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med bakgrundsundersökningen. I länet samlades 2020 fyra mossprover in med halter på eller över 2 mg/kg torrsvikt, alla insamlade i de centrala provpunkterna i Stockholms stad. Den högsta kromhalten i mossa i länet, 2,9 mg/kg torrsvikt, samlades in vid provpunkten Högdalstoppen och den näst högsta kromhalten samlades in vid Ulvsundaberget. Därefter följde två prover, båda med 2 mg/kg torrsvikt, insamlade vid Solberga och Hammarbyhöjden. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den allra högsta halten (45 mg/kg torrsvikt) in i Norrbottens kusttrakter vid gränsen mot Finland. Halten i detta mossprov var troligen påverkat av lokala källor. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta kromhalterna i mossa 5,1 mg/kg torrsvikt respektive 1,2 mg/kg torrsvikt.

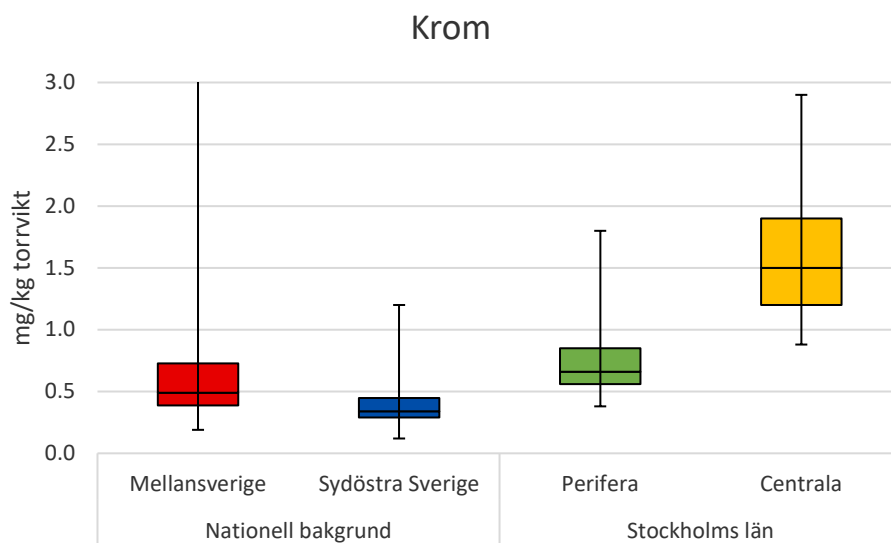


Figur 33. Kromhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 34 visas halter av krom i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av krom med 1,50 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,66 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av krom för Mellansverige och sydöstra Sverige var 0,49 respektive 0,34 mg/kg torrsvikt.

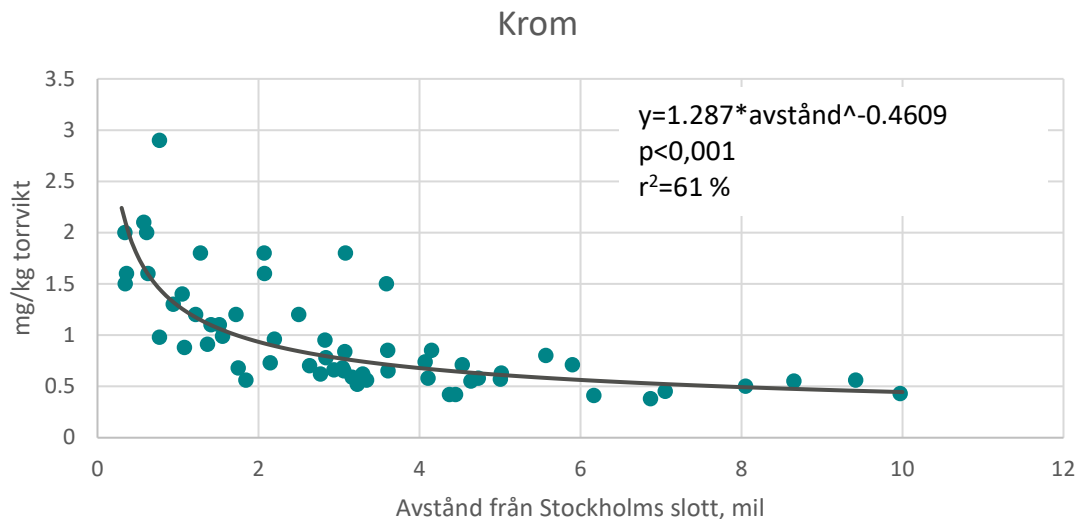
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av krom i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av krom i mossa från samtliga fyra områden skilde sig statistiskt signifikant åt med högst medianhalt bland de centrala provpunkterna i Stockholms län, följt av medianhalten vid de perifera provpunkterna och lägst medianhalt för sydöstra Sverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 34. Uppmätta halter av krom i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. För Mellansverige visas inte det högsta värdet 5,1 mg/kg torrsvikt. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på kromhalterna i mossa genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av krom i mossproverna visas i Figur 35. Regressionsanalysen visade att halterna av krom i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en hög determinationskoefficient (r^2) på 61 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre kromhalter upp till cirka tre mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka åtta mils avstånd från Stockholms slott var halterna av krom i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

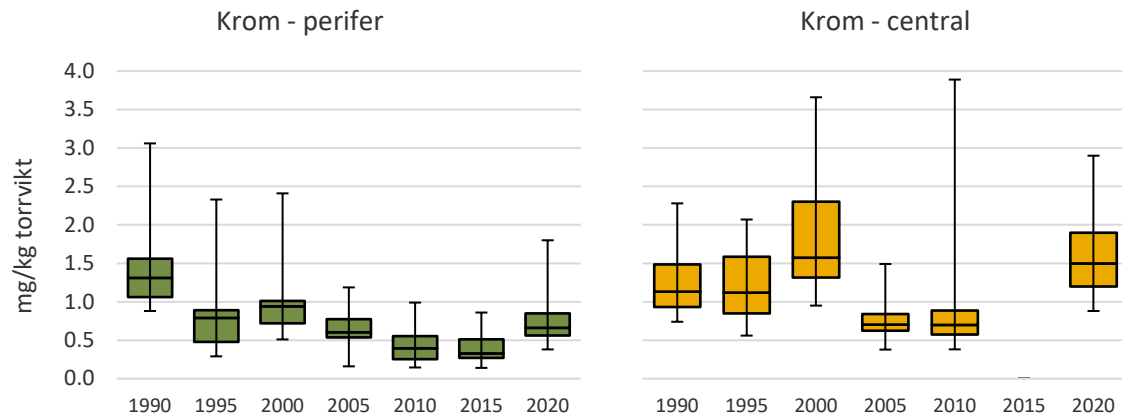


Figur 35. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av krom i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.6.2 Jämförelse mot tidigare år

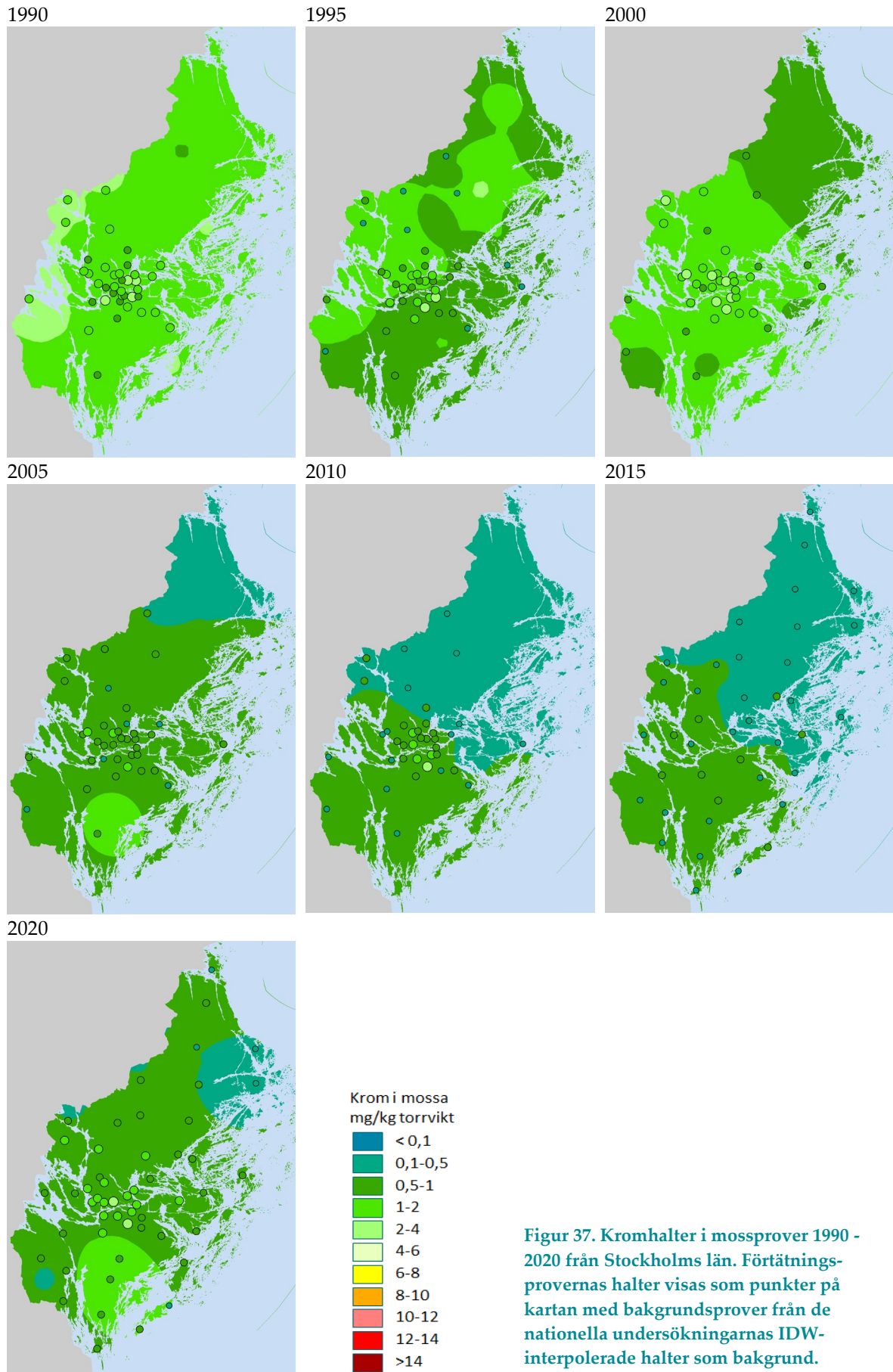
I Figur 36 visar halterna av krom i mossprover från hela Stockholms län mellan 1990 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Figuren visar att mellan 1990 och 2015 har medianhalten av krom för de perifera provpunkterna minskat kontinuerligt om man undantar perioden mellan 1995 och 2000, då halten ökade. Medianhalten av krom ökade relativt mycket mellan 2015 och 2020. För de centrala provpunkterna ökade medianhalterna av krom mellan 1990 och 2000 för att sedan minska kraftigt till 2005. Mellan 2005 och 2010 var medianhalterna av krom stabila för att sedan till 2020 öka kraftigt till nästan samma höga medianhalt som 2000. Medianhalterna av krom var högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år förutom 1990 då medianhalterna var högre för de perifera provpunkterna.



Figur 36. Uppmätta halter av krom i mossprover i Stockholms län mellan 1990 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 37 visar kartor med halter av krom i mossa mellan 1990 och 2020. I figuren syns tydligt den minskning som skett relativt kontinuerligt sedan 1990 i bakgrundsmiljön, då förtätningsundersökningen i Stockholms län startade, fram till år 2010. Därefter har minskningen inte varit lika tydlig utan istället har kromhalterna ökat mellan 2015 och 2020. Det är även tydligt att kromhalterna i förtätningsundersökningen inte minskat i riktigt samma utsträckning som bakgrundshalterna. Om man jämför halterna mellan 2020 och 2015 års förtätningsundersökningar har kromhalterna ökat i de mer perifera delarna av länet. Mossundersökningarna genomfördes inte vid de centrala provpunkterna 2015. Om man för de centrala provpunkterna jämför 2020 med 2010 års undersökning verkar halterna ha ökat något även där.



Figur 37. Kromhalter i mossprover 1990 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.6.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 7 redovisas medianhalter för krom i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av krom i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för samtliga områden, Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige och sydöstra Sverige var medianhalterna 2020 signifikant högre jämfört med 2015.

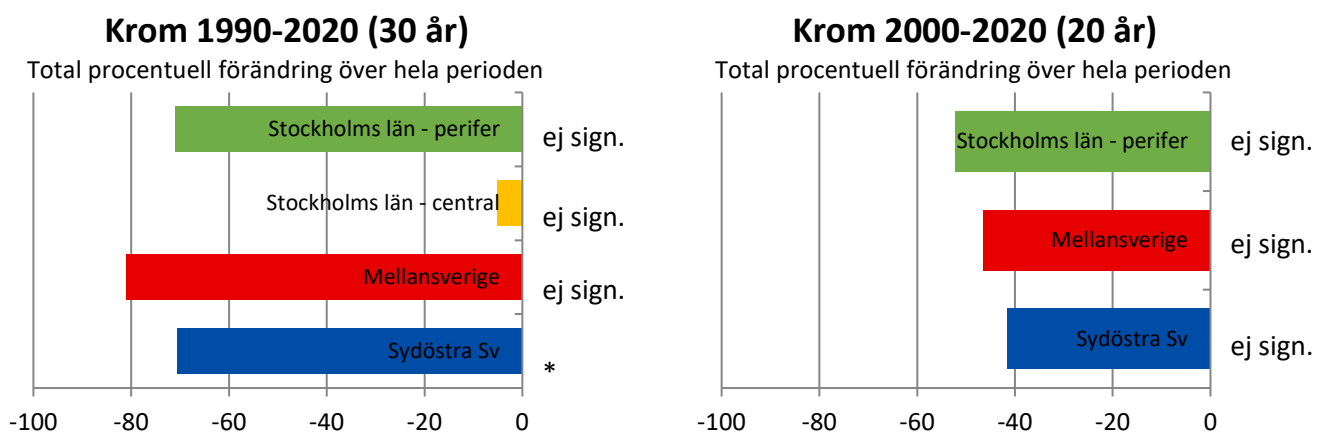
Tabell 7. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av krom i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = * signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,34	0,68	***	Ökning
Mellansverige	0,36	0,49	***	Ökning
Sydöstra Sverige	0,26	0,34	***	Ökning

4.6.2.2 Trendanalys

I Figur 38 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för kromhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar, vilket medförde att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala provpunkter då dessa punkter inte provtogs 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har kromhalten i mossa endast minskat statistiskt signifikant vid sydöstra Sverige. Det fanns inga statistiskt signifikanta förändringar för kromhalten i mossan från Stockholms centrala eller perifera provpunkter och inte heller i Mellansverige under den senaste 30-årsperioden. Under de senaste 20 åren (2000–2020) förändrades inte kromhalten i mossan statistiskt signifikant vid något område vare sig vid Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 38. Trendanalys för kromhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = *; $p < 0,01$ = **; $p < 0,001$ = *.**

4.7 Kvicksilver

Förekomst

Kvicksilver är den enda tungmetall som är flytande vid rumstemperatur. Det finns naturligt i jordskorpan som det röda mineralet cinnober (HgS) som ofta hittas i närheten av vulkaner (Lew, 2009).

Användning

Cinnober och kvicksilver har historiskt sett använts som färgpigment, i medeltida speglar, som läkemedel mot syfilis och som tygförstärkning inom hattmakeri. Moderna användningsområden är/har varit i smink, termometrar, barometrar, elektroniska komponenter, lågenergilampor och tandamalgam. Kvicksilver används även vid guldutvinning och vid framställning av klorgas inom kloralkaliindustrin. I Sverige lades den sista klor-alkaliprocessen med kvicksilver ned år 2018 (Lew, 2009; Jönsson, 2018).

Utsläpp och spridning

Kvicksilver emitteras till luft från naturliga källor (vulkanutbrott, erosion, skogsbränder) men också från antropogena källor såsom diffusa utsläpp vid småskalig guldutvinning (den största källan globalt), förbränning av fossila bränslen, metallproduktion, cementproduktion och kremering. En annan källa är återemissioner av kvicksilver från världens havsytor av tidigare deponerat kvicksilver som går över till gasfas och gasar av från havsytan. Kvicksilver emitteras till luft både i partikelform och som stabil gas. I Sverige har emissionerna av kvicksilver till luft minskat med två tredjedelar sedan början på 1990-talet. Kvicksilver har en lång uppehållstid i luft (1–2 år) och kan spridas långa distanser från emissionskällan. Detta gör att nedfallet av kvicksilver över Sverige fortsatt är stor på grund av långväga lufttransport (UNEP, 2013; AMAP, 2011; Naturvårdsverket, 2020).

Miljö- och hälsoeffekter

Kvicksilver räknas till ett av de farligaste miljögifterna. Det är toxiskt i alla former men den organiska formen, metylkvicksilver, räknas till den mest toxiska på grund av dess förmåga att bioackumuleras. Organiskt kvicksilver kan bildas i mark och vatten av mikroorganismer, bioackumuleras i näringskedjan och intas av människan via föda. Organiskt kvicksilver tas upp via mag- och tarmkanalen och kan orsaka skador på centrala nervsystemet och immunsystemet. Gasformigt oorganiskt kvicksilver i luft kan tas upp via lungorna och orsaka skador både vid akut och kronisk exponering. Exponering av oorganiskt kvicksilver kan ge upphov till neurologiska symptom, andningsproblem och njurskador (UNEP, 2013; AMAP, 2011).

Riktvärden och reglering

Nivågränsvärdet för kvicksilver i organisk form är 0,01 mg/m³ och 0,02 mg/m³ i oorganisk form (AFS 2018:1). Gränsvärdet för kvicksilver i dricksvatten är 1 µg/l (Livsmedelsverket, 2021).

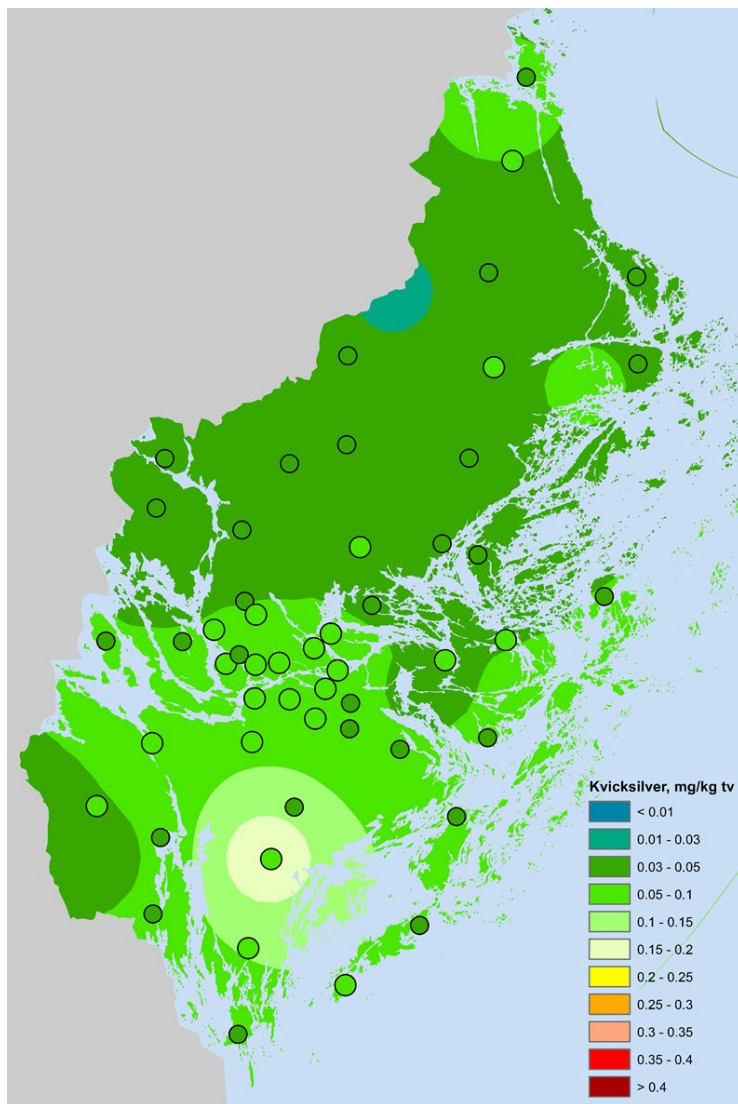
Kvicksilver har varit förbjudet att använda på den svenska marknaden sedan 2009 men det finns några undantagsprodukter som till exempel elektroniska komponenter. Kvicksilver regleras inom FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP), Minamatakonventionen samt EU:s Luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG), Vattendirektiv (2000/60/EG), Grundvattendirektiv (2006/118/EG), Dricksvattendirektiv (98/83/EG), Slamdirektiv (86/278/EEG) och Förordning om gränsvärden för livsmedel (EG 1881/2006). Kvicksilvers användning i produkter regleras i EU:s förordning REACH. EU:s E-PRTR-förordning reglerar tillgängliggörande av information avseende utsläpp av kvicksilver.

Bakgrundshalter

Vid svenska bakgrundsstationer inom den nationella miljöövervakningen mäts kvicksilver. Under perioden 2015 – 2020 varierade halterna i luft i norra Sverige mellan 1,2 och 1,4 ng/m³ och i södra Sverige mellan 1,2 och 1,5 ng/m³. I depositionsprover varierade nedfallet i norra Sverige mellan 1,5 och 5,0 µg/m² och i söder mellan 4,5 och 7,2 µg/m². En nedgång av kvicksilverhalter i luft har observerats från 2002 och framåt över hela Sverige. Depositionen av kvicksilver är som högst i södra Sverige och visar inte på någon nedåtgående trend utan har, över hela Sverige, varit på en relativt stabil nivå sedan 1995 (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson m.fl., 2021).

4.7.1 2020

I Figur 39 visas kvicksilverhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I norra delen av länet låg bakgrundsbelastningen av kvicksilver på en relativt låg nivå (<0,050 mg/kg torrsvikt) medan halterna blir högre ju längre åt sydost man kommer i länet. I sydöstra delen av länet var bakgrundsbelastningen betydligt högre, upp mot 0,20 mg/kg torrsvikt. Generellt var kvicksilverhalterna i förtätningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med halterna i bakgrundsundersökningen. Under 2020 samlades nio mossprover in med kvicksilverhalter på eller över 0,060 mg/kg torrsvikt varav fyra prover över 0,070 mg/kg torrsvikt. Den absolut högsta kvicksilverhalten i mossa, 0,18 mg/kg torrsvikt, samlades in i den nationella mossundersökningen i Nynäshamns kommun. Provet med näst högst halt samlades in vid en central provpunkt, Solberga i Stockholms stad där kvicksilverhalten var 0,085 mg/kg torrsvikt. Därefter följde ytterligare ett prov från Stockholms stad vid en central provpunkt, Högdalstoppen där halten var 0,073 mg/kg torrsvikt. Det sista provet med halt över 0,070 samlades in vid en perifer provpunkt, AB-8 i Norrtälje kommun. Kviksilverhalten i det provet var 0,071 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen samlades endast tre mossprover med relativt höga halter, 0,10–0,20 mg/kg torrsvikt in under 2020. Dessa kom från Stockholms, Uppsala och Jämtlands län. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta kvicksilverhalterna i mossa 0,18 mg/kg torrsvikt respektive 0,080 mg/kg torrsvikt.

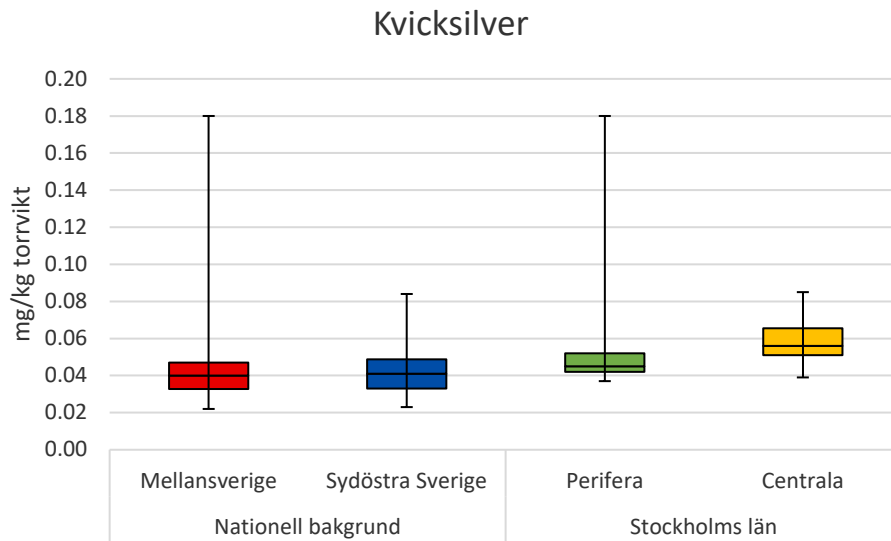


Figur 39. Kvicksilverhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 40 visas halter av kvicksilver i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av kvicksilver med 0,060 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,050 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av kvicksilver var 0,040 mg/kg torrsvikt för både Mellansverige och sydöstra Sverige.

Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av kvicksilver i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av kvicksilver i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt, och de skilde sig även från medianhalterna för Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av kvicksilver sig åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av kvicksilver fanns bland mossorna i de centrala provpunkterna följt av de perifera provpunkterna. (Mann-Whitney U-test).



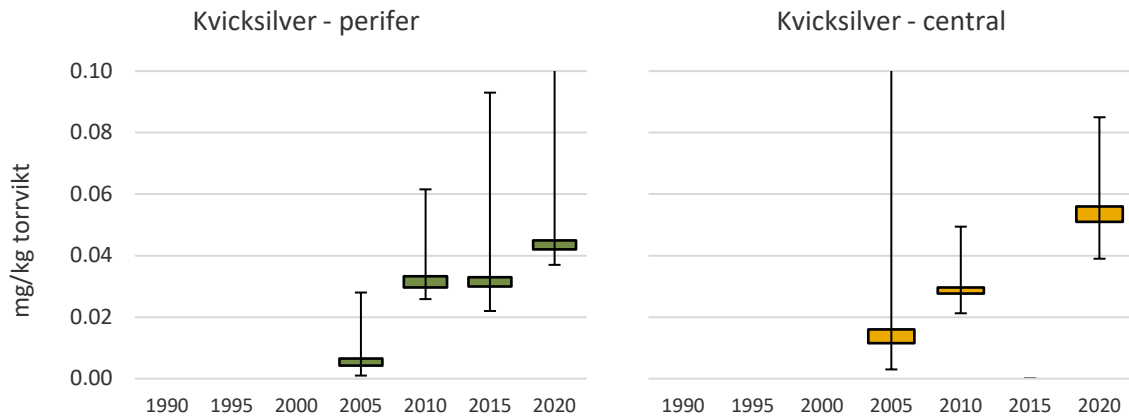
Figur 40. Uppmätta halter av kvicksilver i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på kvicksilverhalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Regressionsanalysen visade att halterna av kvicksilver i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,05$). Dock var determinationskoefficienten (r^2) mycket låg, 9 % vilket gör att osäkerheterna är mycket stora varför data endast visas i Bilaga 1.

4.7.2 Jämförelse mot tidigare år

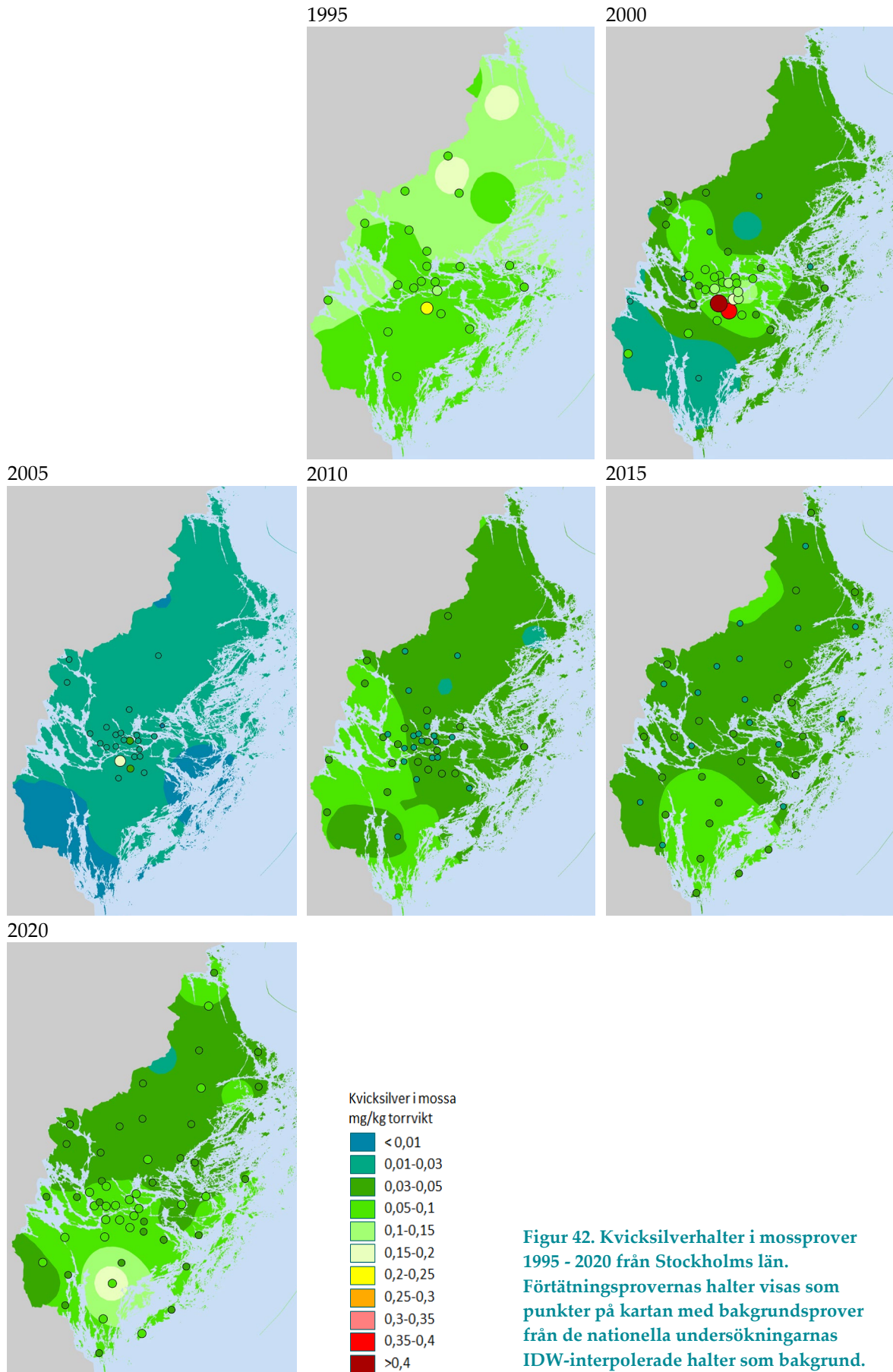
I Figur 41 visar halterna av kvicksilver i mossprover från hela Stockholms län mellan 2005 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Ur figuren syns att för både för de perifera och de centrala provpunkterna har medianhalterna av kvicksilver ökat mellan 2005 och 2020. Medianhalterna av kvicksilver var högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under 2005 och 2020.



Figur 41. Uppmätta halter av kvicksilver i mossprover i Stockholms län mellan 2005 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Högsta värdet för central 2005 eller perifer 2020 (båda 0,18 mg/kg torrsvikt) visas ej).

Figur 42 visar kartor med halter av kvicksilver i mossa mellan 1995 och 2020. I figuren syns tydligt den förändring som skett i både bakgrundsmiljön och i förtätningsproverna sedan 1995. Under 2000 var dock kvicksilverhalterna kraftigt förhöjda i området runt Stockholms stad för att sedan återigen minska. Kartorna visar att det fanns en ökning av kvicksilverhalterna i mossproverna från 2010 och 2015 jämfört med 2000 och 2005. Eftersom kvicksilver är en flyktig metall är det viktigt att mossproverna inte torkas i för hög temperatur. Kartorna indikerar att det finns en risk för att alltför hög temperatur använts under torkningen av mossproverna under 2000 och 2005. För 2020 syns dock en tydlig ökning av medianhalten av kvicksilver jämfört med 2010 och 2015 trots att torkning skett i rumstemperatur vid båda undersökningarna. Detta gällde för proverna inom den nationella bakgrundsundersökningen, vi har ingen uppgift på om det även gällde för Stockholms läns förtätningsprover. Mossundersökningarna genomfördes inte vid de centrala provpunkterna 2015. Om man för de centrala provpunkterna jämför 2020 års halter med 2010 års resultat verkar kvicksilverhalterna ha ökat något även där.



4.7.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 8 redovisas medianhalter för kvicksilver i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av kvicksilver i mossa mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter och Mellansverige var medianhalterna 2020 statistiskt signifikant högre jämfört med 2015. Medianhalterna i mossa av kvicksilver från sydöstra Sverige visade ingen statistiskt signifikant förändring mellan 2015 och 2020.

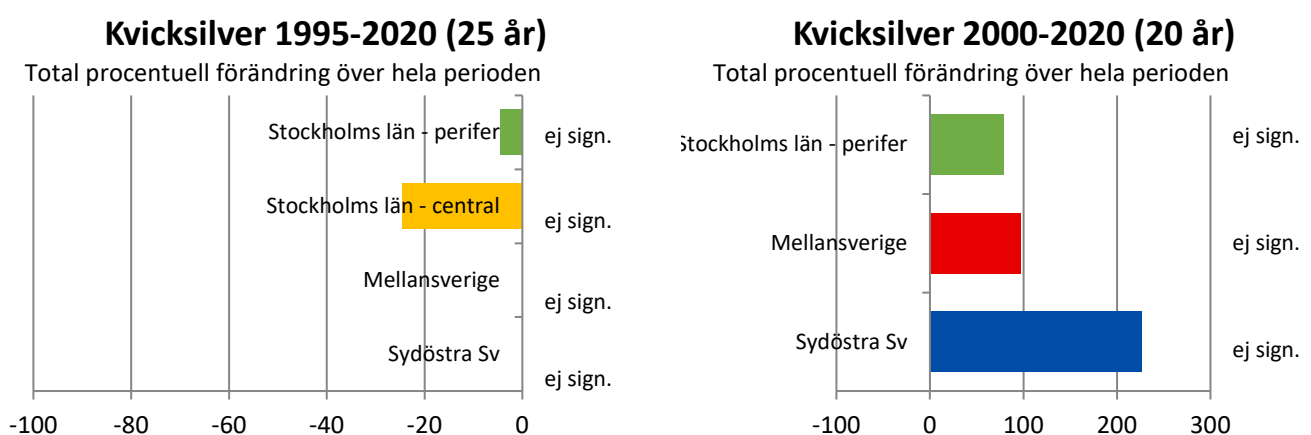
Tabell 8. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av kvicksilver i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,033	0,046	***	Ökning
Mellansverige	0,036	0,040	*	Ökning
Sydöstra Sverige	0,041	0,041	Ej signifikant	-

4.7.2.2 Trendanalys

I Figur 43 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 25 åren för kvicksilverhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gjorde även att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala områden då detta område ej ingick i förtätningsundersökningen 2015.

Under de senaste 25 åren (1995–2020) har kvicksilverhalten i mossa inte förändrats statistiskt signifikant vid något område vare sig vid Stockholms centrala eller perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Inte heller under de senaste 20 åren (2000–2020) förändrades kvicksilverhalten i mossa statistiskt signifikant vid något område. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 43. Trendanalys för kvicksilverhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1995–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

4.8 Nickel

Förekomst

Nickel är en övergångsmetall som är magnetisk i rumstemperatur. Det finns naturligt i miljön bundet till organiskt material i mark, vatten och berggrund och finns som mest koncentrerat i jordens kärna. Nickel utvinns främst från lateriter och magmatiska svavelfyndigheter men återvinns även ur skrot (Wikipedia, 2021; Naturvårdsverket, 2020).

Användning

Nickel används främst som metallytbehandlingsmedel och legeringsmedel på grund av dess motståndskraft mot korrosion. Det används därför vid produktion av rostfritt stål men också i batterier (nickel-kadmium batterier), smycken, katalysatorer och i mynt (Naturvårdsverket, 2020).

Utsläpp och spridning

Nickel emitteras främst till vatten från avloppsreningsverk, pappersmassfabriker, petroleumindustrin men också till luft från förbränning av fossila bränslen och vid framställning av pappersmassa och metallbehandling. Nickel är i luft bundet till partiklar och deponeras till naturen via våt- och torrdeposition (Naturvårdsverket, 2020).

Miljö- och hälsoeffekter

Nickel är ett viktigt spårämne som främjar tillväxt för växter och djur men bör i mark inte överstiga skadliga halter vilka kan påverka viktiga mikrobiologiska processer. Nickel tas upp via andningsorganen hos människa och vid direktkontakt med nickelinnehållande produkter. Nickel kan orsaka kontaktallergi och långvarig exponering via luftvägarna kan orsaka astma, snuva eller cancer (Naturvårdsverket, 2020).

Riktvärden och reglering

Nivågränsvärdet för nickel är 0,5 mg/m³ i totaldamm (mängd damm som samlas in med en speciell typ av provtagningsutrustning) (AFS 2018:1).

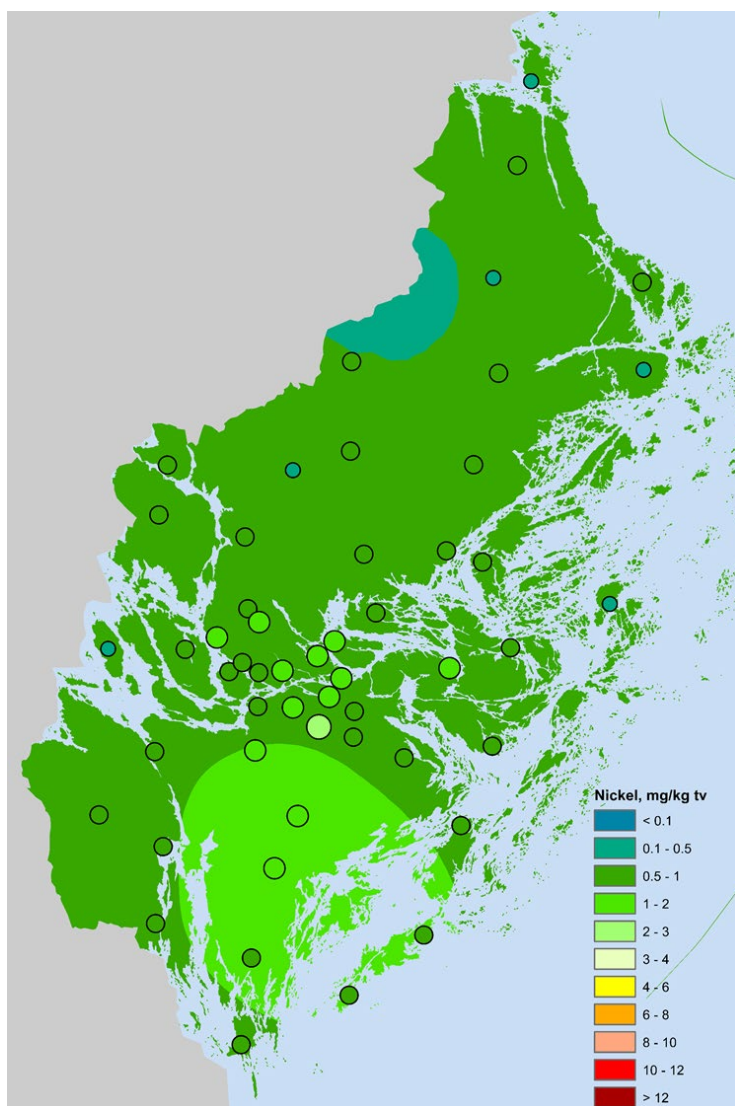
Miljökvalitetsnormen (MKN) för skydd av människors hälsa presenteras i luftkvalitetsförordningen (Luftkvalitetsförordning 2010:477) och är för nickel är 20 ng/m³ som årsmedelvärde. Nickel regleras av FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP), EU:s Nickeldirektiv (2004/96/EG), Luftkvalitetsdirektiv (2008/50/EG), Vattendirektiv (2000/60/EG), Dricksvatten-direktiv (98/83/EG), Slamdirektiv (86/278/EEG) och Förordning om gränsvärden för livsmedel (EG 1881/2006). Användning av nickel i produkter regleras inom EU:s förordning REACH (Naturvårdsverket, 2020).

Bakgrundshalter

Nickel har detekterats i ytvatten med högre halter i södra Sverige jämfört med norra (SWECO VIAK, 2007). Årsmedeldepositionen av nickel, under perioden 2015 till 2020, varierade i norr mellan 20 och 100 µg/m² och i söder mellan 40 och 170 µg/m² vid svenska bakgrundsstationer. Årsmedelhalten av nickel i luft varierade under samma period mellan 0,08 och 0,12 ng/m³ i norr och mellan 0,2 och 0,5 ng/m³ i söder vilket visar att halterna av nickel i luft är något högre i södra Sverige jämfört med norra Sverige. Både deposition och lufthalter av nickel har visat en nedåtgående trend i hela landet sedan 2009. De högsta depositionshalterna har uppmätts i norra Finland, vilket kan bero på närliggande källor (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson m.fl., 2021).

4.8.1 2020

I Figur 44 visas nickelhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av nickel låg (<1 mg/kg torrsvikt). Dock var halterna i länets sydöstra del något högre, mellan 1–2 mg/kg torrsvikt). Generellt var nickelhalterna från förtätningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med bakgrundsundersökningen. I länet samlades 2020 tre mossprover in med halter över 1,5 mg/kg torrsvikt. Den högsta nickelhalten i mossa, 2,8 mg/kg torrsvikt, samlades in vid den centrala provpunkten Högdalstoppen i Stockholms stad. Därefter följde ett prov insamlat vid Nynäshamn i den nationella bakgrundsundersökningen där nickelhalten var 1,9 mg/kg torrsvikt. Det tredje provet med halter över 1,5 mg/kg torrsvikt samlades in vid en central provpunkt Ulvsundaberget i Stockholms stad, på 1,6 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den högsta halten (6,0 mg/kg torrsvikt) in i Västmanlands län. Halten i detta prov var mest troligt påverkat av lokala källor. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta nickelhalterna i mossa 6,0 mg/kg torrsvikt respektive 0,9 mg/kg torrsvikt.

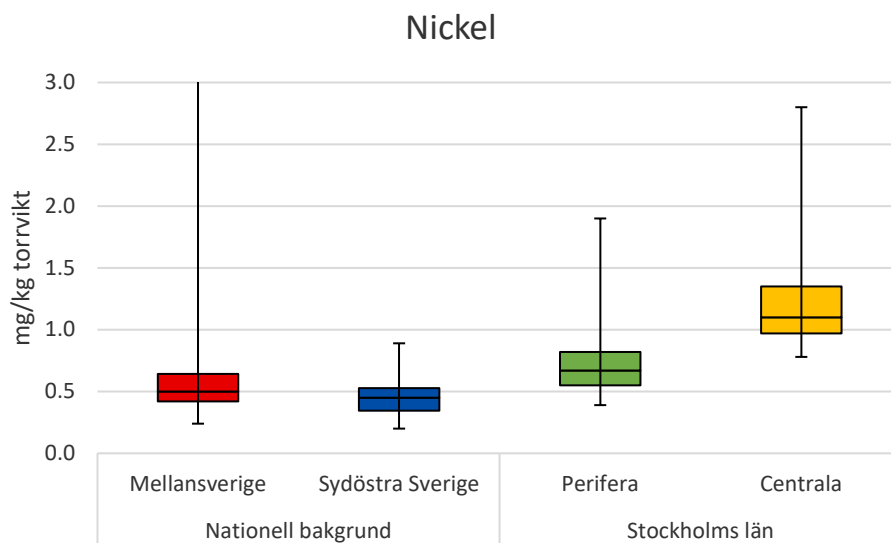


Figur 44. Nickelhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 45 visas halter av nickel i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av nickel med 1,10 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,67 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av nickel för Mellansverige och sydöstra Sverige var 0,50 respektive 0,45 mg/kg torrsvikt.

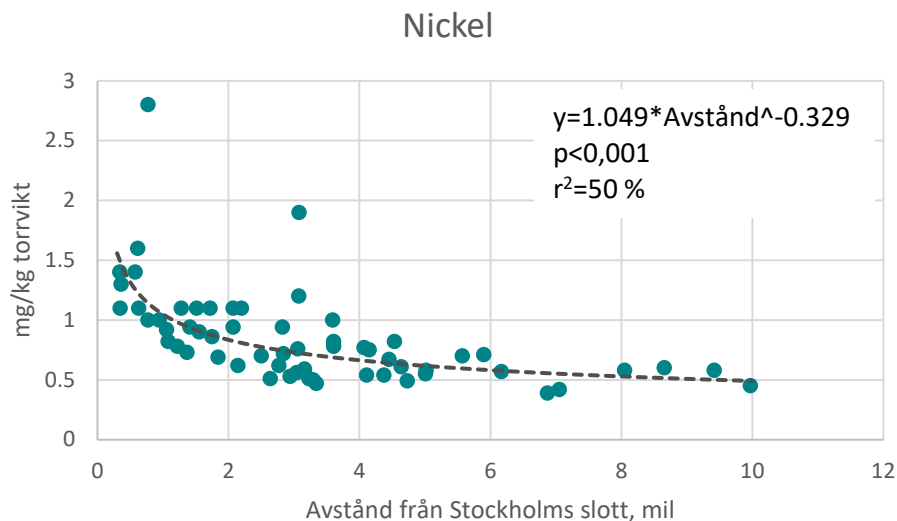
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av nickel i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av nickel i mossa från samtliga fyra områden skilde sig statistiskt signifikant åt med högst medianhalt bland de centrala provpunkterna i Stockholms län, följt av medianhalten vid de perifera provpunkterna samt lägst medianhalt för sydöstra Sverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 45. Uppmätta halter av nickel i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. För Mellansverige visas inte det högsta värdet 6 mg/kg torrsvikt. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på nickelhalterna i mossa genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av nickel i mossproverna visas i Figur 46. Regressionsanalysen visade att halterna av nickel i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en determinationskoefficient (r^2) på 50 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre nickelhalter upp till cirka tre mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka 9,5 mils avstånd från Stockholms slott var halterna av nickel i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

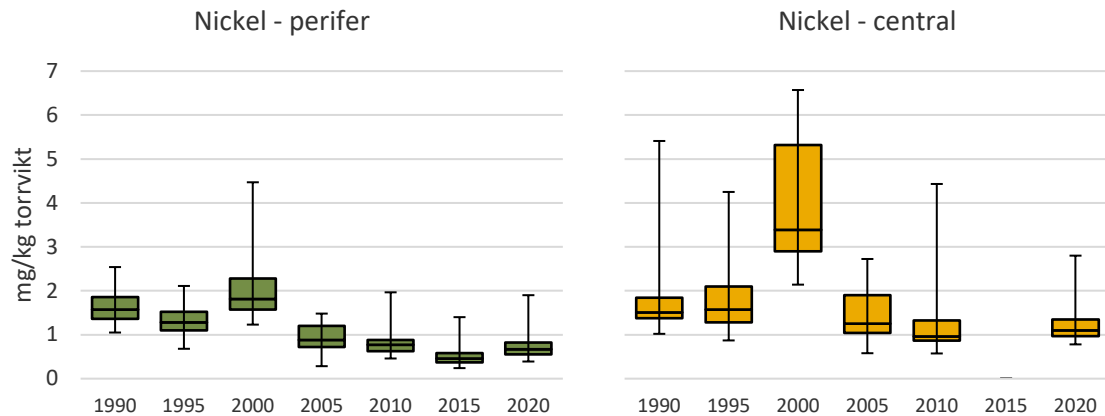


Figur 46. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av nickel i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.8.2 Jämförelse mot tidigare år

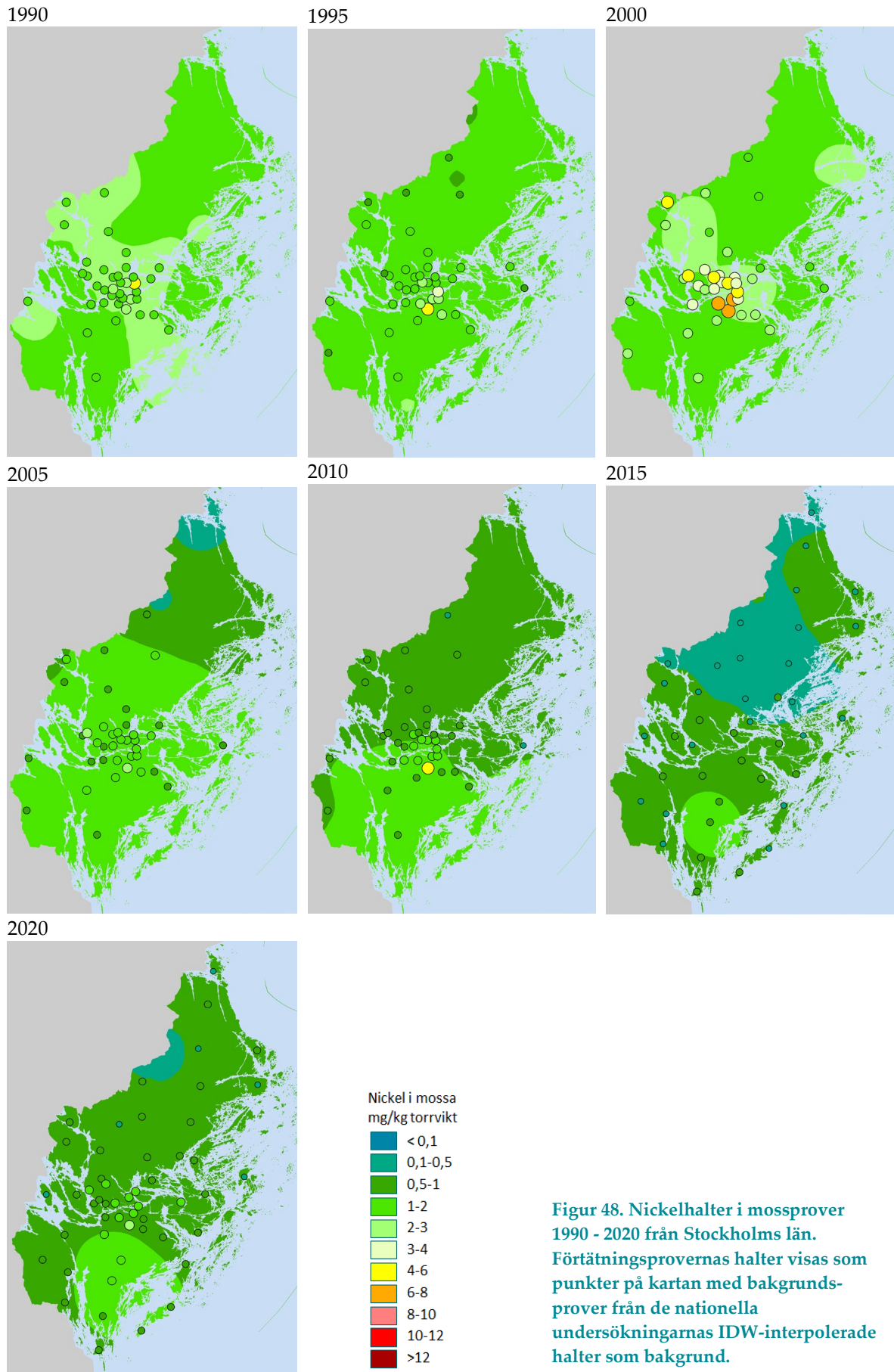
I Figur 47 visar halterna av nickel i mossprover från hela Stockholms län mellan 1990 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Ur figuren syns att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av nickel mellan 1990 och 2015 minskat kontinuerligt om man undantar perioden mellan 1995 och 2000, då halten ökade. Medianhalten av nickel ökade även något mellan 2015 och 2020. För de centrala provpunkterna var medianhalterna av nickel mellan 1990 och 1995 på samma nivå för att sedan öka mycket kraftigt till år 2000. Därefter minskade nickelhalten kraftigt till 2005 och även något till 2010. Mellan 2010 och 2020 ökade medianhalterna av nickel något för de centrala provpunkterna. Medianhalterna av nickel var högre i de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år, förutom 1990 då medianhalterna var något högre för de perifera provpunkterna.



Figur 47. Uppmätta halter av nickel i mossprover i Stockholms län mellan 1990 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 48 visar kartor med halter av nickel i mossa mellan 1990 och 2020. I figuren syns tydligt den minskning som skett relativt kontinuerligt i både bakgrundsmiljön och i förtätningsproverna sedan 1990, då förtätningsundersökningen i Stockholms län startade, fram till år 2015. Under 2000 var dock nickelhalterna förhöjda i området runt Stockholms stad för att sedan återigen minska. Nickelhalterna har ökat något mellan 2015 och 2020 i både förtätningsundersökningen och den nationella bakgrundsundersökningen.



Figur 48. Nickelhalter i mossprover 1990 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.8.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 9 redovisas medianhalter för nickel i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av nickel i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter och Mellansverige var medianhalterna 2020 signifikant högre jämfört med 2015. Medianhalterna i mossa av nickel från sydöstra Sverige visade ingen statistiskt signifikant förändring mellan 2015 och 2020.

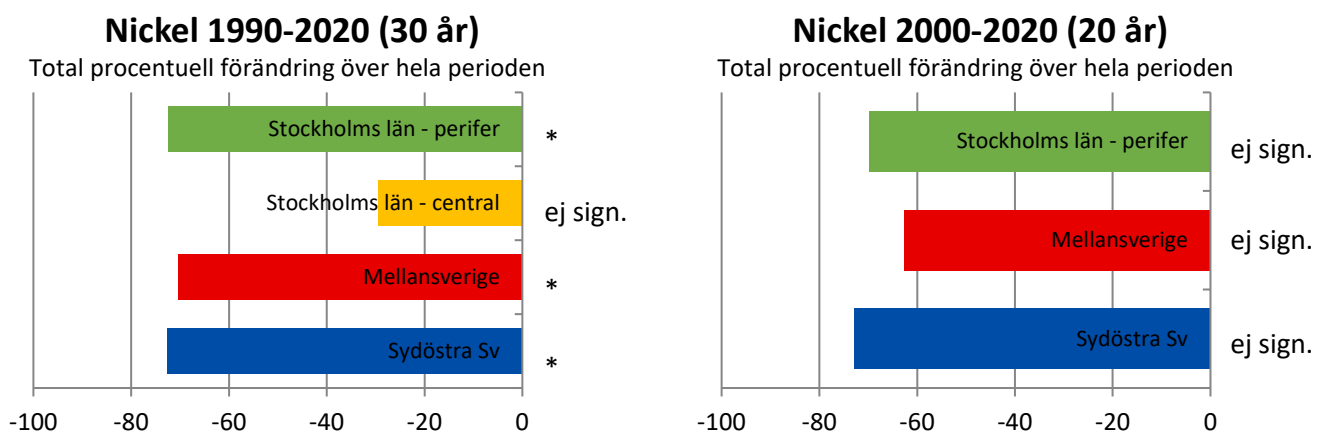
Tabell 9. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av nickel i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = * signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,46	0,70	***	Ökning
Mellansverige	0,46	0,50	**	Ökning
Sydöstra Sverige	0,43	0,45	Ej signifikant	-

4.8.2.2 Trendanalys

I Figur 49 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för nickelhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar, vilket medförde att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala provpunkter då dessa punkter inte provtogs 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har nickelhalten i mossa minskat statistiskt signifikant vid Stockholms perifera område, Mellansverige samt för sydöstra Sverige. Däremot har inte nickelhalten i mossan för Stockholms centrala provpunkter förändrats statistiskt signifikant under den senaste 30-årsperioden. Under de senaste 20 åren (2000–2020) förändrades inte nickelhalten i mossan statistiskt signifikant vid något område vare sig vid Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 49. Trendanalys för nickelhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala

provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = ***$.

4.9 Vanadin

Förekomst

Vanadin är ett sällsynt metalliskt grundämne som existerar i en mängd olika mineral och som finns naturligt i tre olika oxidationstillstånd (Suchara m.fl., 2007). Vanadin är sällsynt i naturen men kan hittas i föreningar i 65 olika mineral. I Sverige har man hittat fyndigheter av vanadin i Skåne, Hälsingland och Jämtland (SLU, 2019; SGU, 2020; Wikipedia; 2021).

Användning

Vanadin används främst som legeringsmetall och inom stålindustrin för att göra stålet mer värmeresistent och hållfast. Vanadin används också i batterier, som katalysator vid framställning av svavelsyra och i kärnreaktorer. Som batterimetall kan vanadin vara viktig för sol- och vindenergi (Suchara m.fl., 2007; Wikipedia, 2021; SLU, 2019).

Utsläpp och spridning

Vanadin emitteras främst från förbränning av olja och kol samt från oljeraffinaderier. Diffusa emissioner kan härstamma från vägbaneslitage då bitumen kan innehålla betydande mängder vanadin (Johansson m.fl., 2009; Chauhan & de Klerk, 2020).

Miljö- och hälsoeffekter

Alla vanadinföreningar är giftiga i olika grader. Höga halter av vanadin kan vara skadligt, speciellt för känsliga arter av alger och bakterier i mark. Det binds dock hårt till jordpartiklar och tas inte lätt upp av växter. Giftigheten och upptaget av vanadin i växter och mikro-organismer har funnits ha en negativ korrelation med fosfor. Fosfor tros konkurrera med vanadin om upptag och därför är vanadin ett större problem i miljöer med låg fosforhalt. Hur mekanismen exakt fungerar vet man ännu inte (Gustafsson, 2019). Vanadin är ett viktigt näringsämne för vissa lavar som använder cyanobakterier, speciellt enzymet nitrogenas, för att ta upp kväve ur luften. Vanadin är också viktigt för andra enzymer, haloperoxidaser, som finns i brunalger i havet. Speciellt sjötungor och röd flugsvamp är bra på att ta upp vanadin. Orsaken till detta är dock okänd (SLU, 2019; Harmens m.fl., 2008; Wikipedia, 2021; Gustafsson, 2019).

Yrkesmässig exponering för vanadin kan verka irriterande på luftvägarna och kan orsaka effekter på de nedre luftvägarna och leda till hosta, lungblödning och lunginflammation (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Riktvärden och reglering

Vanadin, som vanadinpentoxid, har som nivågränsvärde $0,2 \text{ mg/m}^3$ i totaldamm (mängd damm som samlas in med en speciell typ av provtagningsutrustning) och som korttidsgränsvärde $0,05 \text{ mg/m}^3$ (AFS 2018:1).

Bakgrundshalter

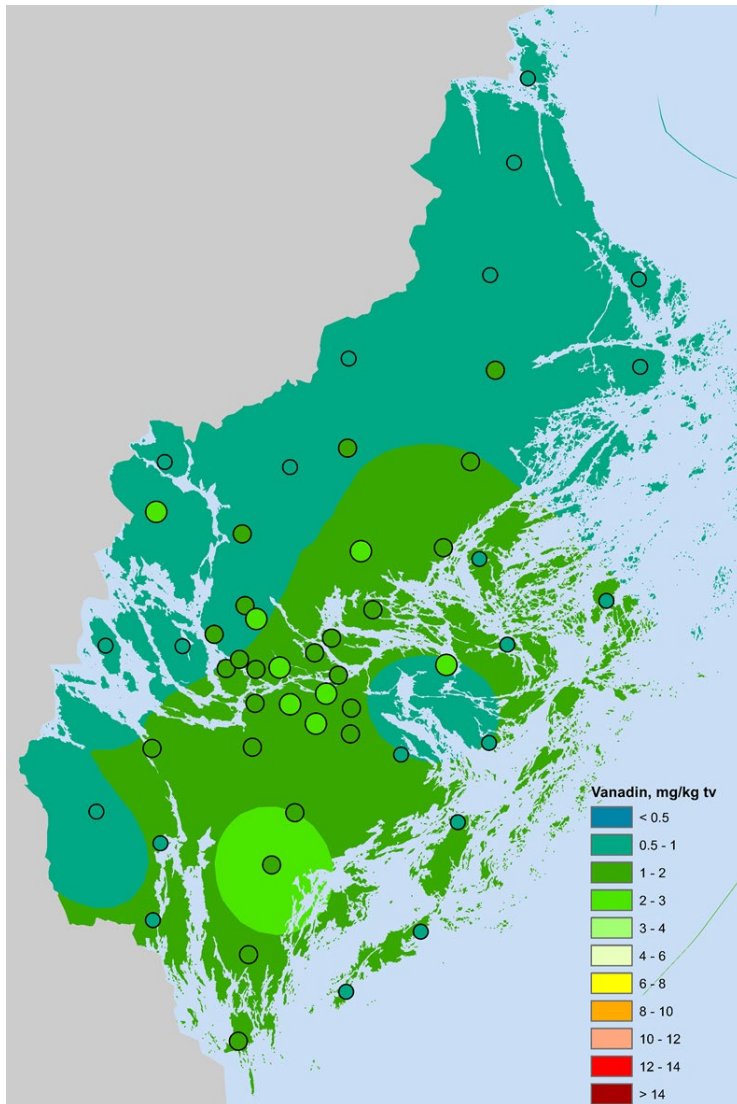
Vanadin detekteras i luft och nederbördsprover vid svenska bakgrundsstationer. Årsmedel-halten i luft varierade mellan $0,07$ och $0,14 \text{ ng/m}^3$ i norr och mellan $0,25$ och $0,9 \text{ ng/m}^3$ i söder (period: 2015 - 2020). Årsmedeldepositionen av vanadin varierade under samma period mellan 15 och $210 \text{ } \mu\text{g/m}^2$ i norr och mellan 75 och $320 \text{ } \mu\text{g/m}^2$ i söder. (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson, m.fl.,

2021). Ett starkt statistiskt signifikant samband mellan våtdepositionen av vanadin och halten vanadin i mossor har observerats i en tidigare studie ($r^2 = 72\%$, Pihl Karlsson, m.fl., 2017).

4.9.1 2020

I Figur 50 visas vanadinhalten i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtättningsundersökningen. Förtättningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I norra delen av länet var bakgrundsbelastningen av vanadin på en låg nivå (<1 mg/kg torrsvikt) medan halterna blev något högre ju längre åt sydost man kommer i länet. I sydöstra delen av länet var bakgrundsbelastningen mellan 2–3 mg/kg torrsvikt. Generellt var vanadinhalten i förtättningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med halterna i bakgrundsundersökningen.

Under 2020 samlades nio mossprover in i länet med vanadinhalter över 2 mg/kg torrsvikt varav tre prover över 2,5 mg/kg torrsvikt. De två proverna med den högsta vanadinhalten i mossor, 2,9 mg/kg torrsvikt, samlades in vid två centrala provpunkter, Högdalstoppen och Ulvsundaberget, båda i Stockholms stad. Tätt därefter följde ett prov insamlat vid en perifer provpunkt, AB-18 i Vallentuna kommun, där vanadinhalten var 2,8 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den högsta halten vanadin (9,1 mg/kg torrsvikt) in i ett område i närhet till malmfälten i Norrbottens län. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta vanadinhalten i mossor 3,3 mg/kg torrsvikt respektive 1,8 mg/kg torrsvikt.

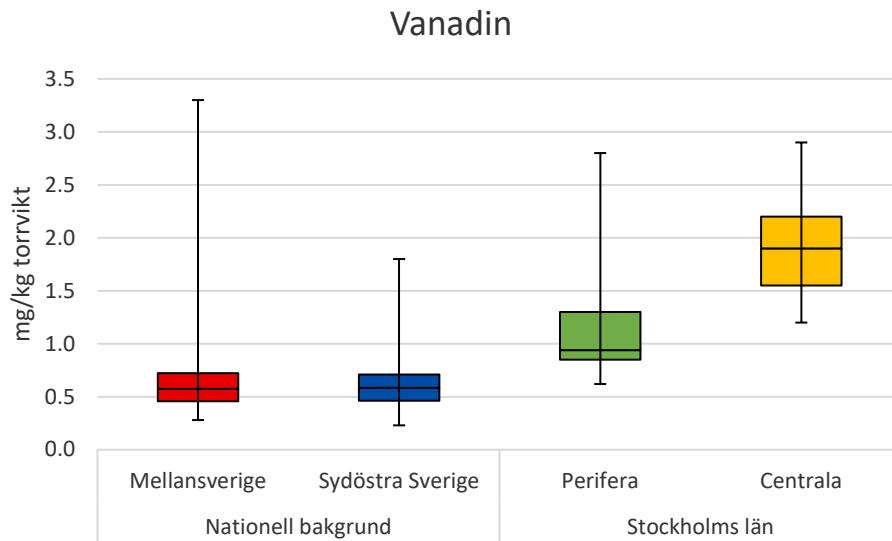


Figur 50. Vanadinhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 51 visas halter av vanadin i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av vanadin med 1,90 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,94 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av vanadin för Mellansverige var 0,58 mg/kg torrsvikt och för sydöstra Sverige 0,59 mg/kg torrsvikt.

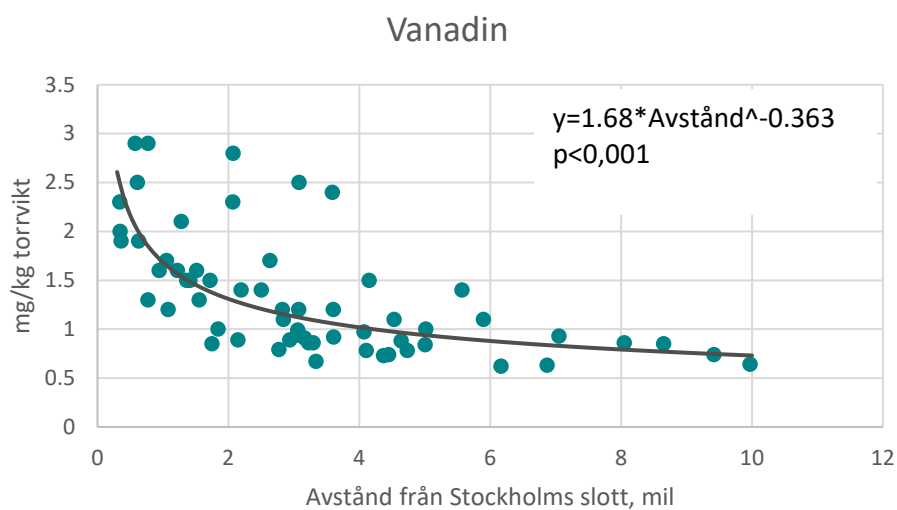
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av vanadin i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av vanadin i mossa från de centrala provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt från Mellansverige och sydöstra Sverige. Även medianhalten av vanadin från de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av vanadin sig åt mellan de centrala och perifera provpunkterna, ej heller mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter fanns bland mossorna i de centrala och de perifera provpunkterna. (Mann-Whitney U-test).



Figur 51. Uppmätta halter av vanadin i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på vanadinhalten i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av vanadin i mossproverna visas i Figur 52. Regressionsanalysen visade att halterna av vanadin i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en determinationskoefficient (r^2) på 50 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre vanadinhalter upp till cirka tre och en halv mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka 19 mils avstånd från Stockholms slott var halterna av vanadin i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

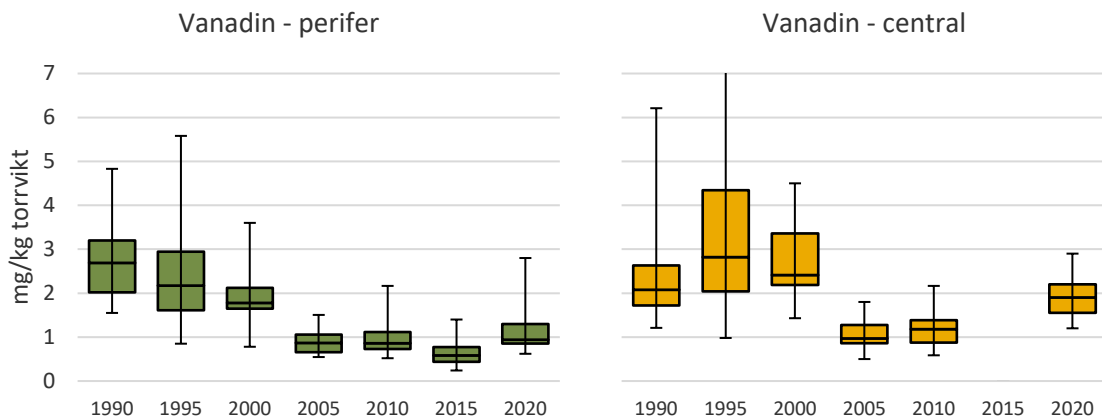


Figur 52. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av vanadin i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.9.2 Jämförelse mot tidigare år

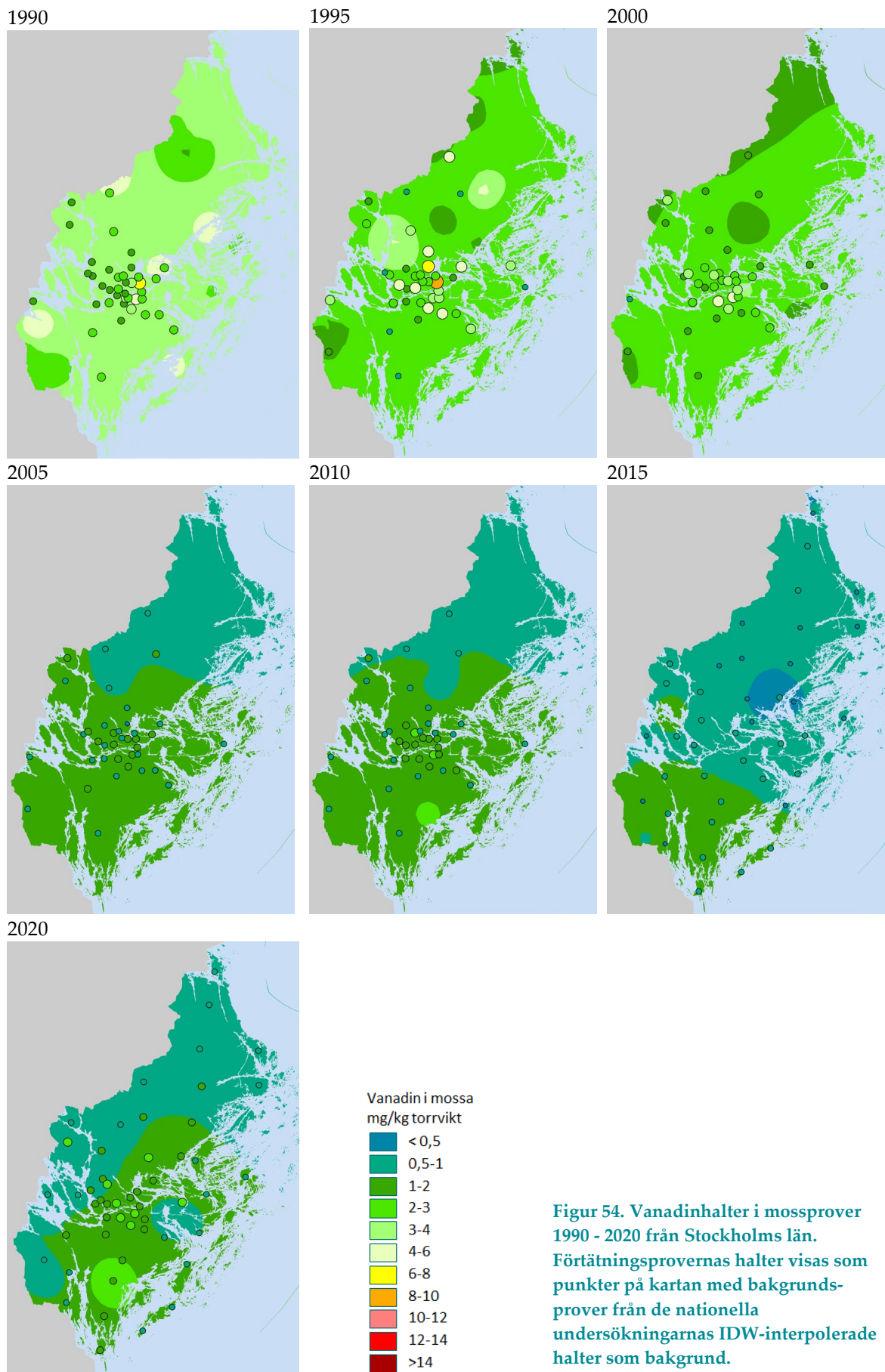
I Figur 53 visar halterna av vanadin i mossprover från hela Stockholms län mellan 1990 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Figuren visar att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av vanadin mellan 1990 och 2015 minskat kontinuerligt. Medianhalten av vanadin ökade dock mellan 2015 och 2020. För de centrala provpunkterna ökade medianhalterna av vanadin mellan 1990 och 1995 för att sedan minska något till år 2000. Därefter minskade vanadinhalten kraftigt till 2005. Mellan 2005 och 2020 ökade medianhalterna av vanadin återigen för de centrala provpunkterna. Medianhalterna av vanadin var högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år förutom 1990 då medianhalterna var högre för de perifera provpunkterna.



Figur 53. Uppmätta halter av vanadin i mossprover i Stockholms län mellan 1990 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Högsta värdet för 1995 central på 9,9 mg/kg torrsvikt) visas ej.

Figur 54 visar kartor med halter av vanadin i mossa mellan 1990 och 2020. I figuren syns tydligt den minskning av vanadinhalt i mossa som skett i både bakgrundsmiljön och i förtätningsproverna mellan 1990 och 2015. För 2020 syns dock en tydlig ökning av medianhalten av vanadin jämfört med 2015. Detta gäller för både förtätningsundersökningen och den nationella bakgrundsundersökningen. Mossundersökningarna genomfördes inte vid de centrala provpunkterna 2015. Om man för de centrala provpunkterna jämför 2020 års halter med 2010 års resultat verkar vanadinhalt ha ökat något även där.



Figur 54. Vanadinhalt i mossprover 1990 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.9.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 10 redovisas medianhalter för vanadin i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av vanadin i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för samtliga områden, Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige och sydöstra Sverige var medianhalterna av vanadin statistiskt signifikant högre 2020 jämfört med 2015.

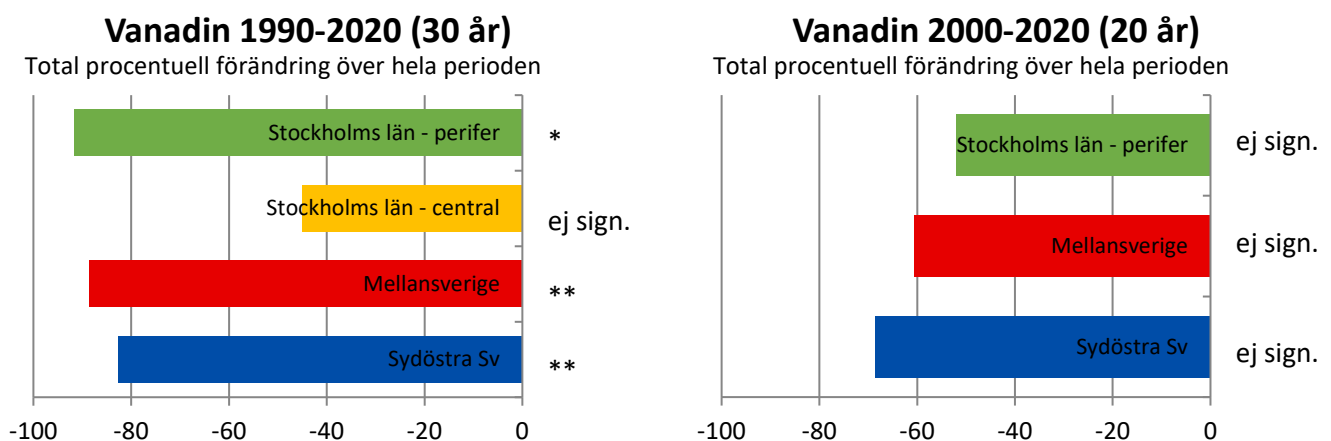
Tabell 10. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av vanadin i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,60	0,98	***	Ökning
Mellansverige	0,50	0,58	***	Ökning
Sydöstra Sverige	0,48	0,58	***	Ökning

4.9.2.2 Trendanalys

I Figur 55 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för vanadinhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gjorde även att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala områden då detta område ej ingick i förtätningsundersökningen 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har vanadinhalten i mossa minskat statistiskt signifikant vid Stockholms perifera område, Mellansverige samt för sydöstra Sverige. Däremot fanns det inga statistiskt signifikanta förändringar för vanadinhalten i mossan för Stockholms centrala provpunkter under den senaste 30-årsperioden. Under de senaste 20 åren (2000–2020) fanns ingen statistiskt signifikant förändring vid något område vare sig Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 55. Trendanalys för vanadinhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

4.10 Zink

Förekomst

Zink är en vanligt förekommande tungmetall som har goda korrosionshämmande egenskaper och har använts sedan förhistorisk tid i bronslegeringar. Zink finns naturligt i miljön i olika mineral, till exempel i mineralet zinkblände (ZnS) (Arbets- och miljömedicin, 2021; Naturvårdsverket, 2020).

Användning

Zink används bland annat som korrosionsskydd (förzinkning och galvanisering), vid produktion av mässing och brons, i andra legeringar samt även vid produktion av gummi, däck, kosmetika, pigment och bekämpningsmedel (Johansson m.fl., 2009; Suchara m.fl., 2007).

Utsläpp och spridning

Zink emitteras till luft vid förbränning av biomassa och från zinksmältverk, kemiska industrier, kol- samt avfallsförbränningsanläggningar och diffust från däckslitage på vägar. Zink i luft är bundet till partiklar och sprids via långväga lufttransport och deponeras i naturen via våt- och torrdeposition (Johansson m.fl., 2009; Suchara m.fl., 2007).

Miljö- och hälsoeffekter

Zink är ett näringsämne som behövs i små mängder för växter och djur. Zink ingår i flera enzymer och är viktig för människans ämnesomsättning, reproduktion och sårhäkning. Zink är också en viktig beståndsdel i proteiner och signalsubstans och har betydelse för RNA-syntesen (genetisk information i cellernas DNA översätts till information i RNA). I för höga halter kan zink dock vara giftigt för vattenlevande organismer där det kan påverka beteende och reproduktionen negativt. Zink har också rapporterats vara måttligt giftigt för växter. Hos människor kan höga zinkintag framkalla brister av andra metaller som koppar, järn och magnesium. Inandning av höga halter zink kan orsaka skador på lungorna (Naturvårdsverket, 2020; Sternbeck och Carlsson, 2004; Harmens m.fl., 2008; Arbets- och miljömedicin, 2021).

Riktvärden och reglering

Det hygieniska gränsvärdet för zinkklorid i respirabel fraktion (de dammpartiklar som kan andas in och når längst ner i luftvägarna) är 1 mg/m³ och för zinkoxid i totaldamm (mängd damm som samlas in med en speciell typ av provtagningsutrustning) 5 mg/m³ (AFS 2018:1).

Zink regleras inom FN:s Luftvårdskonvention (CLRTAP), EU:s Slamdirektiv (86/278/EEG). EU:s E-PRTR-förordning reglerar tillgängliggörande av information avseende utsläpp av zink.

Bakgrundshalter

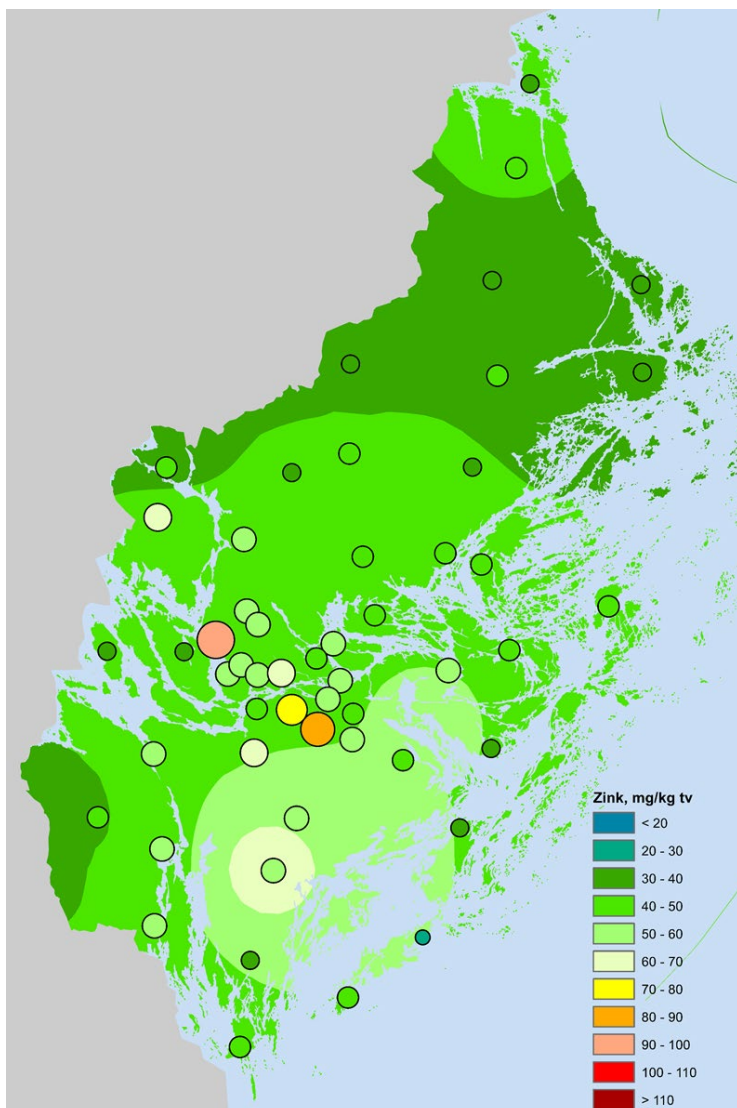
Zink detekteras i luft- och nederbördsprover vid svenska bakgrundsstationer. Årsmedelhalten i luft varierade under perioden 2015–2020 mellan 0,9 och 1,6 ng/m³ i norr och mellan 3,1 och 6,9 ng/m³ i söder. Årsmedeldepositionen varierade under samma period mellan 700 och 2000 µg/m² i norr och mellan 1700 och 6700 µg/m² i söder. Sedan 2009 har zinkhalterna i luft och deposition stadigt minskat något på alla svenska stationer (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson, m.fl., 2021), samt i urban luft (Sternbeck och Carlsson, 2004).

4.10.1 2020

I Figur 56 visas zinkhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I norra delen av länet var bakgrundsbelastningen av zink på en relativt låg nivå (<40 mg/kg torrsvikt) medan halterna blev högre ju längre åt sydost man kommer i länet. I södra delen av länet var bakgrundsbelastningen betydligt högre upp mot 70 mg/kg torrsvikt.

Generellt var zinkhalterna i förtätningsundersökningen högre ju närmare Stockholms stad mossproverna samlades in. Under 2020 samlades sju mossprover in med halter över 60 mg/kg torrsvikt och tre prover från förtätningsundersökningen med halter över 70 mg/kg torrsvikt, samtliga insamlade vid centrala provpunkter. Den högsta zinkhalten i mossa, 100 mg/kg torrsvikt, samlades in vid Lövsta, i Stockholms stad. Därefter följde ett prov insamlat vid Högdalstoppen i Stockholms stad där zinkhalten var 87 mg/kg torrsvikt. Det tredje mossprovet med halter över 60 mg/kg torrsvikt samlades in vid Solberga där halten var 71 mg/kg torrsvikt.

I den nationella mossundersökningen uppmättes den högsta halten (94 mg/kg torrsvikt) i två mossprov varav ett samlades in i Jämtlands län och ett i Västerbottens kusttrakter. Förklaring till den förhöjda halten i provet från Jämtland har inte ännu hittats. I Västerbottens kusttrakter fanns troligen en påverkan från lokala källor. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta zinkhalterna i mossa i båda områdena 65 mg/kg torrsvikt.

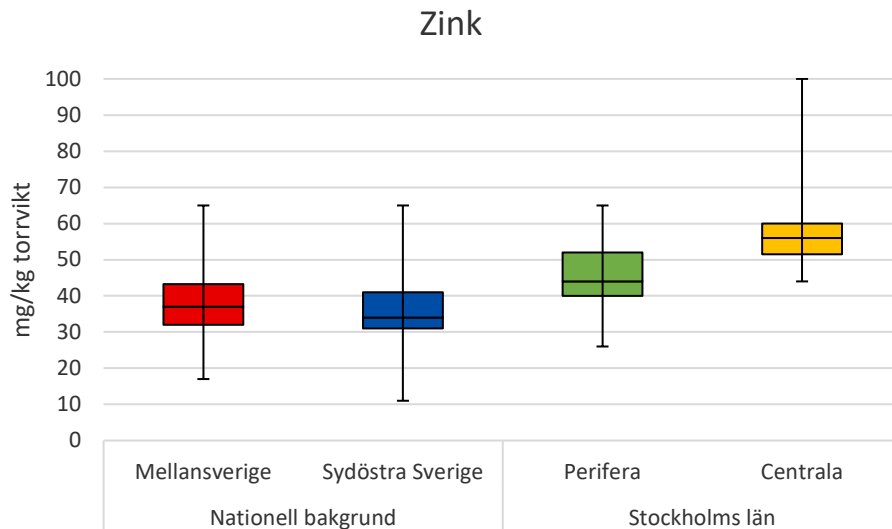


Figur 56. Zinkhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 57 visas halter av zink i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av zink med 56 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 44 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av zink för Mellansverige och sydöstra Sverige var 37 respektive 34 mg/kg torrsvikt.

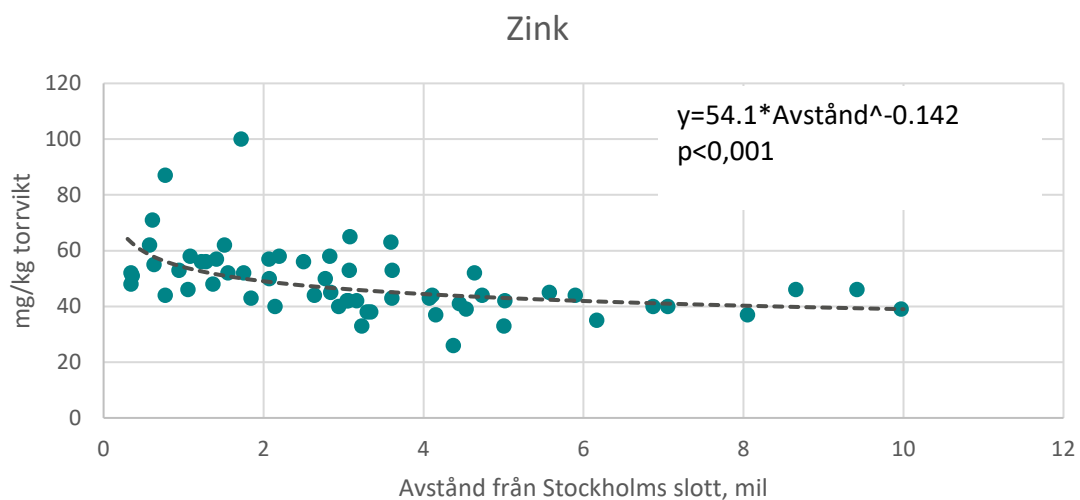
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av zink i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av zink i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt och de skilde sig även från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av zink sig åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av zink fanns bland mossorna i de centrala provpunkterna följt av de perifera provpunkterna medan medianhalterna var lägst i Mellansverige och i sydöstra Sverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 57. Uppmätta halter av zink i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på zinkhalten i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av zink i mossproverna visas i Figur 58. Regressionsanalysen visade att halterna av zink i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) dock med en låg determinationskoefficient (r^2) på 27 % vilket ökar osäkerheten i analysen. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre zinkhalter upp till cirka två mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka 14,5 mils avstånd från Stockholms slott var halterna av zink i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

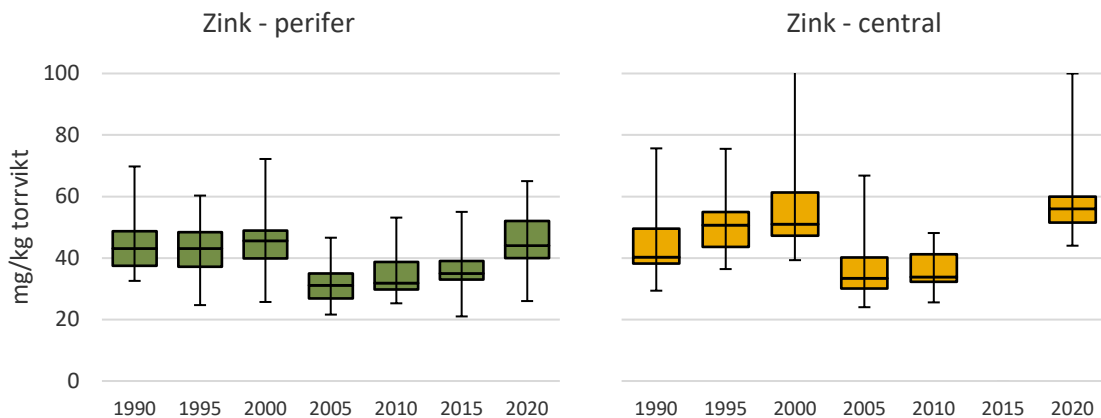


Figur 58. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av zink i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.10.2 Jämförelse mot tidigare år

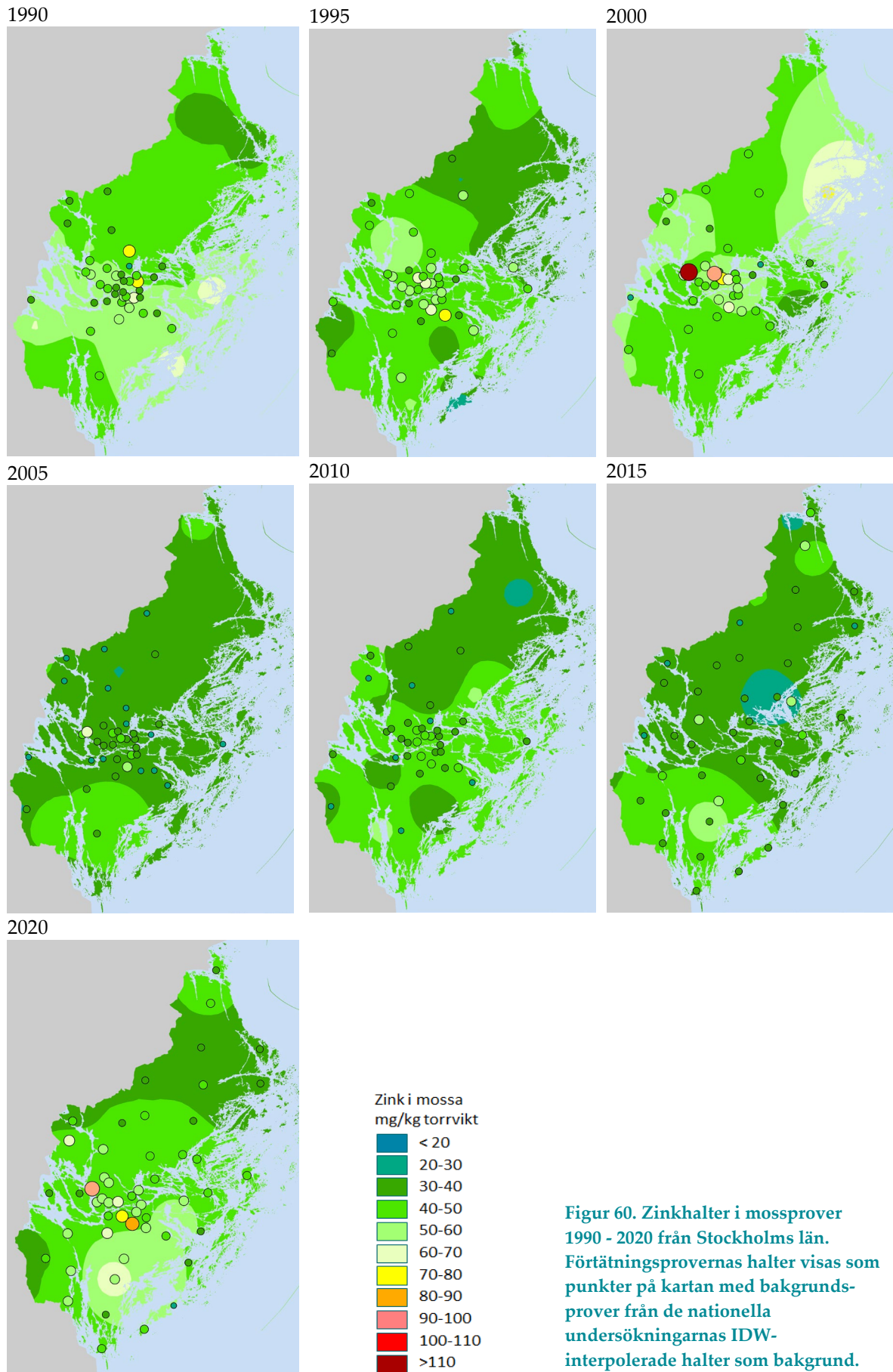
I Figur 59 visas halterna av zink i mossprover från hela Stockholms län mellan 1990 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

I figuren kan man se att mellan 1990 och 2000 var medianhalten av zink relativt stabil för de perifera provpunkterna för att därefter till 2005 minska kraftigt. Därefter har medianhalterna ökat kontinuerligt fram till 2020. Medianhalten 2020 är nu återigen på en nivå som motsvarar den under perioden 1990–2000 för de perifera provpunkterna. För de centrala provpunkterna ökade medianhalterna av zink mellan 1990 och 2000 för att sedan minska kraftigt till 2005. Därefter har medianhalterna av zink återigen ökat för att 2020 vara den högsta som uppmätts sedan mätningarna startade. Medianhalterna av zink var högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år förutom 1990 då medianhalterna var högre för de perifera provpunkterna.



Figur 59. Uppmätta halter av zink i mossprover i Stockholms län mellan 1990 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Högsta värdet för central 2000 (129 mg/kg torrsvikt) visas ej.

Figur 60 visar kartor med halter av zink i mossa mellan 1990 och 2020. I figuren syns tydligt den minskning som skett relativt kontinuerligt sedan 1990 i bakgrundsmiljön, då förtätningsundersökningen i Stockholms län startade, fram till år 2005. Därefter har minskningen inte varit lika tydlig. Det är även tydligt att halterna i förtätningsundersökningen inte minskat i riktigt samma utsträckning som bakgrundshalterna, speciellt tydligt för de delar närmast Stockholms stad där halterna varierat relativt kraftigt mellan undersökningarna. Om man jämför halterna mellan 2020 och 2015 års undersökningar har zinkhalterna ökat i både bakgrundsundersökningen och i förtätningsundersökningen.



4.10.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 11 redovisas medianhalter för zink i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av zink i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter var medianhalterna 2020 signifikant högre jämfört med 2015. För Mellansverige och sydöstra Sverige fanns inte någon statistiskt signifikant förändring av medianhalterna mellan 2015 och 2020.

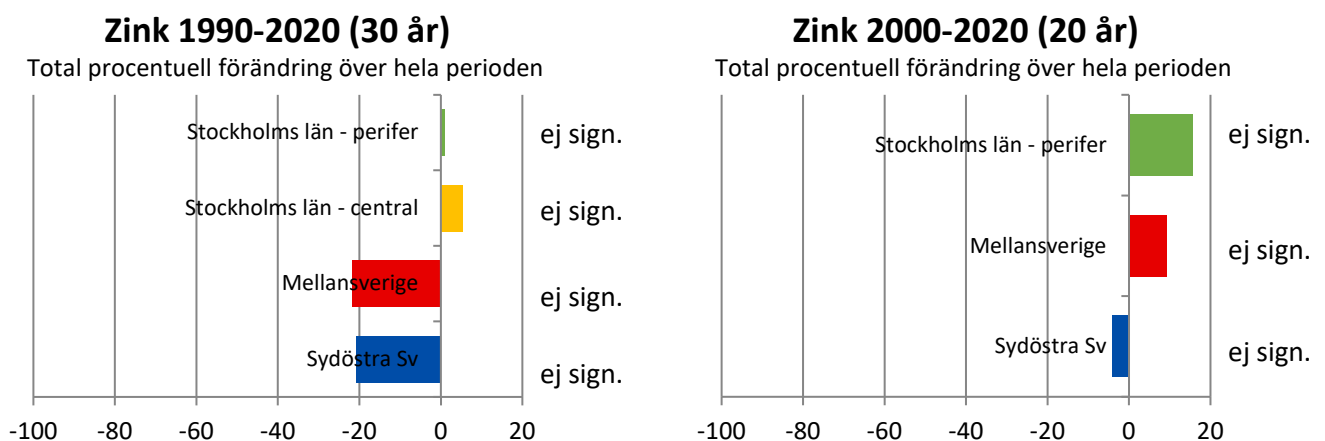
Tabell 11. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av zink i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	35	44	***	Ökning
Mellansverige	36	37	Ej signifikant	-
Sydöstra Sverige	34	34	Ej signifikant	-

4.10.2.2 Trendanalys

I Figur 61 visas resultatet från trendanalysen för de senaste 30 åren för zinkhalter i mossa från de centrala och perifera provpunkterna i Stockholms län, Mellansverige och sydöstra Sverige. För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar, vilket medförde att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala provpunkter då dessa punkter inte provtogs 2015.

Under de senaste 30 åren (1990–2020) har zinkhalten i mossa inte förändrats statistiskt signifikant vid något område vare sig vid Stockholms centrala eller perifera provpunkter, Mellansverige eller sydöstra Sverige. Inte heller under de senaste 20 åren (2000–2020) förändrades zinkhalten i mossan statistiskt signifikant vid något område. Sammanställda data över resultaten från trendanalyserna presenteras i Bilaga I.



Figur 61. Trendanalys för zinkhalter i mossa från Stockholms centrala och perifera provplatser samt från två områden från den nationella mossundersökningen, Mellansverige och sydöstra Sverige för perioderna 1990–2020 samt 2000–2020. Ingen trendanalys för perioden 2000–2020 har gjorts för de centrala provpunkterna då de ej provtogs 2015. Total procentuell förändring anges för perioderna. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

4.11 Aluminium

Förekomst

Aluminium är den vanligast förekommande metallen i jordskorpan men har inte utvunnits innan industrialiseringens start på grund av dess komplicerade elektrolytiska framställning. I naturen finns aluminium endast kemiskt bundet till andra grundämnen men i dricksvatten och mat är halterna av aluminium låga trots dess vanliga förekomst (Arbets- och miljömedicin, 2021). Höga lufthalter kan uppstå vid aluminiumsvetsning och vid framställning av aluminiumpulver.

Användning

Aluminium används bland annat i legeringar, som ren metall, i förpackningar, i transportmedel, färgämne, möbler, fyrverkerier, leksaker och som matfolie (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Miljö- och hälsoeffekter

Det tolererbara veckointaget av aluminium är 1 mg/kg kroppsvikt hos människor. Aluminiums skadliga effekter hos vattenlevande djur har visats vara beroende av pH. Då pH är lågt (under 5,5) ökar halterna av aluminium i sjöar och grundvatten vilket kan försämra syreupptagningen hos till exempel fiskar då aluminiumjoner faller ut på fiskens gälar, då dessa har ett högre pH än kringliggande vatten. Aluminium har också setts leda till äggskalsdefekter hos häckande fåglar (Nyholm, 1981). Hos människor med kraftigt nedsatt njurfunktion har höga halter aluminium setts öka risken för demens, skelettskador och anemi (Arbets- och miljömedicin, 2021; Livsmedelsverket, 2021).

Riktvärden och reglering

Aluminiummetall och oxid har som hygieniskt gränsvärde 5 mg/m³ i totaldamm (mängd damm som samlas in med en speciell typ av provtagningsutrustning) och 1 mg/m³ i respirabel fraktion (de dammpartiklar som kan andas in och når längst ner i luftvägarna). Som lösliga föreningar av aluminium är nivågränsvärdet i totaldamm 1 mg/m³ (AFS 2018:1).

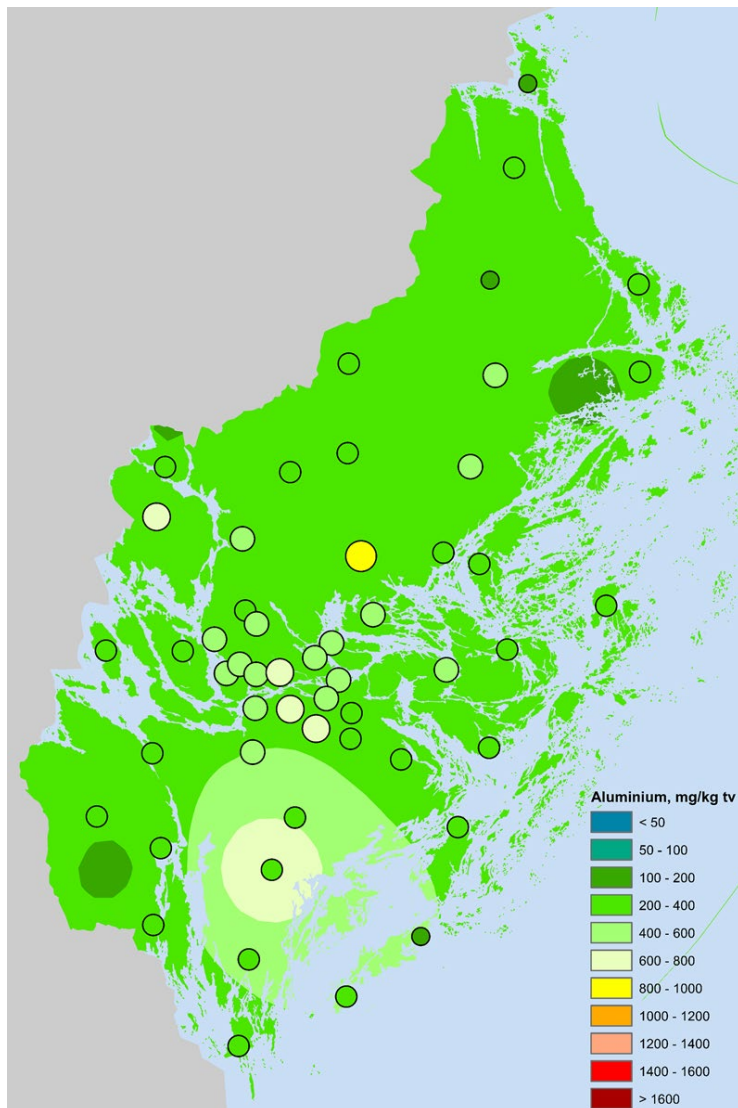
Bakgrundshalter

Aluminium mäts inte inom den nationella miljöövervakningen i luft eller nederbörd.

4.11.1 2020

I Figur 62 visas aluminiumhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av aluminium relativt låg och på samma nivå (<400 mg/kg torrsvikt) om man undantar ett område i länets sydöstra del där belastningen var högre, upp mot 800 mg/kg torrsvikt. Generellt i länet var aluminiumhalterna i förtätningsundersökningen högre jämfört med halterna från bakgrundsundersökningen, men detta gällde dock inte i området i sydost där halterna var förtätningsundersökningen jämfört med den nationella mossundersökningen i bakgrundsmiljön. I mossundersökningarna 2020 samlades 22 mossprover med aluminiumhalter över 400 mg/kg torrsvikt varav fem mossprover hade halter över 700 mg/kg torrsvikt. Den högsta aluminiumhalten i mossa, 870 mg/kg torrsvikt, samlades in vid den perifera provpunkten AB-18 i Vallentuna kommun. Därefter följde två prover med en halt på 740 mg/kg torrsvikt vardera. Det ena provet samlades in vid den centrala provpunkten Högdalstoppen i Stockholms stad och den andra samlades in i Nynäshamns kommun inom den nationella mossundersökningen. Ytterligare två prover med

halter över 700 mg/kg torrsvikt samlades in 2020 varav det ena provet, 720 mg/kg torrsvikt, samlades in vid den perifera provpunkten AB-18 i Vallentuna kommun och det andra provet, 710 mg/kg torrsvikt, samlades in vid den centrala provpunkten Ulvsundaberget i Stockholms stad. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den allra högsta halten in i Stockholms län (740 mg/kg torrsvikt). I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta aluminiumhalterna i mossan 740 mg/kg torrsvikt respektive 700 mg/kg torrsvikt.

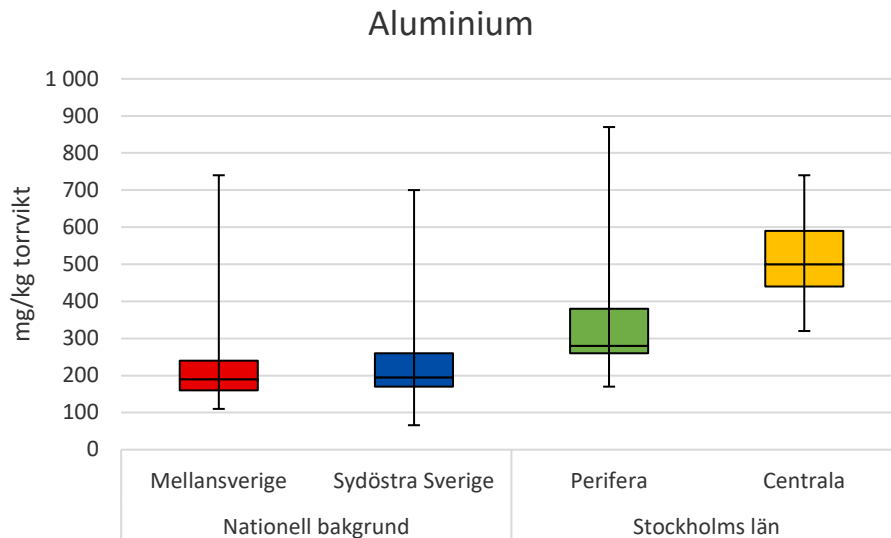


Figur 62. Aluminiumhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 63 visas halter av aluminium i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mossstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av aluminium med 500 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 280 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av aluminium för Mellansverige var 190 mg/kg torrsvikt och för sydöstra Sverige 195 mg/kg torrsvikt.

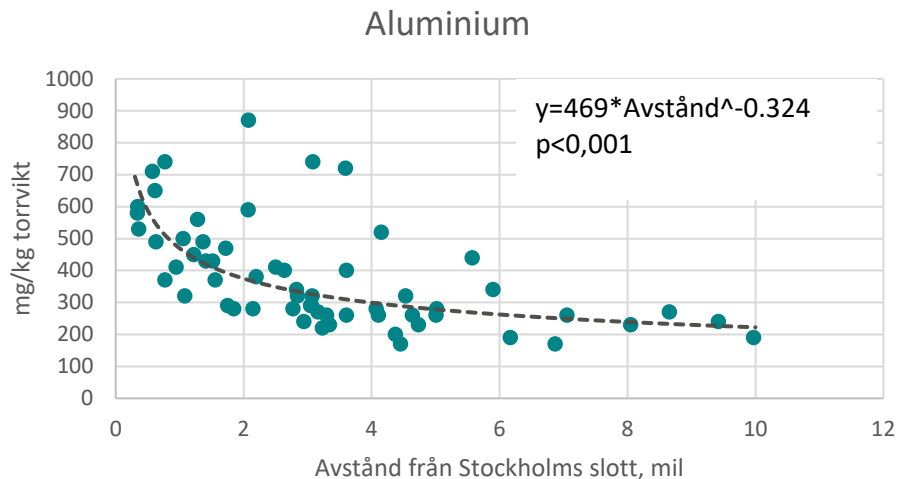
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av aluminium i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av aluminium i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt, de skilde sig även från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av aluminium sig åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av aluminium fanns bland mossorna i de centrala provpunkterna följt av de perifera provpunkterna. (Mann-Whitney U-test).



Figur 63. Uppmätta halter av aluminium i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på aluminiumhalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av aluminium i mossproverna visas i Figur 64. Regressionsanalysen visade att halterna av aluminium i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en determinationskoefficient (r^2) på 44 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre aluminiumhalter upp till cirka fyra mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka 16 mils avstånd från Stockholms slott var halterna av aluminium i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

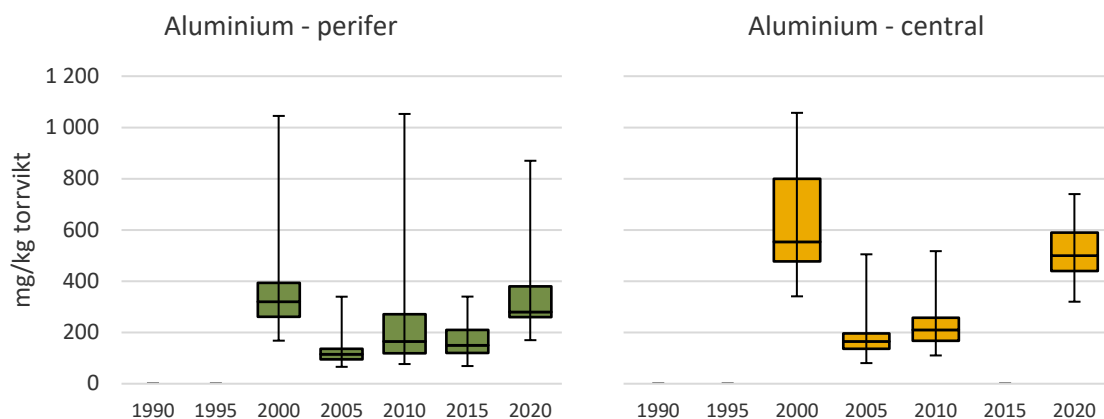


Figur 64. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av aluminium i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.11.2 Jämförelse mot tidigare år

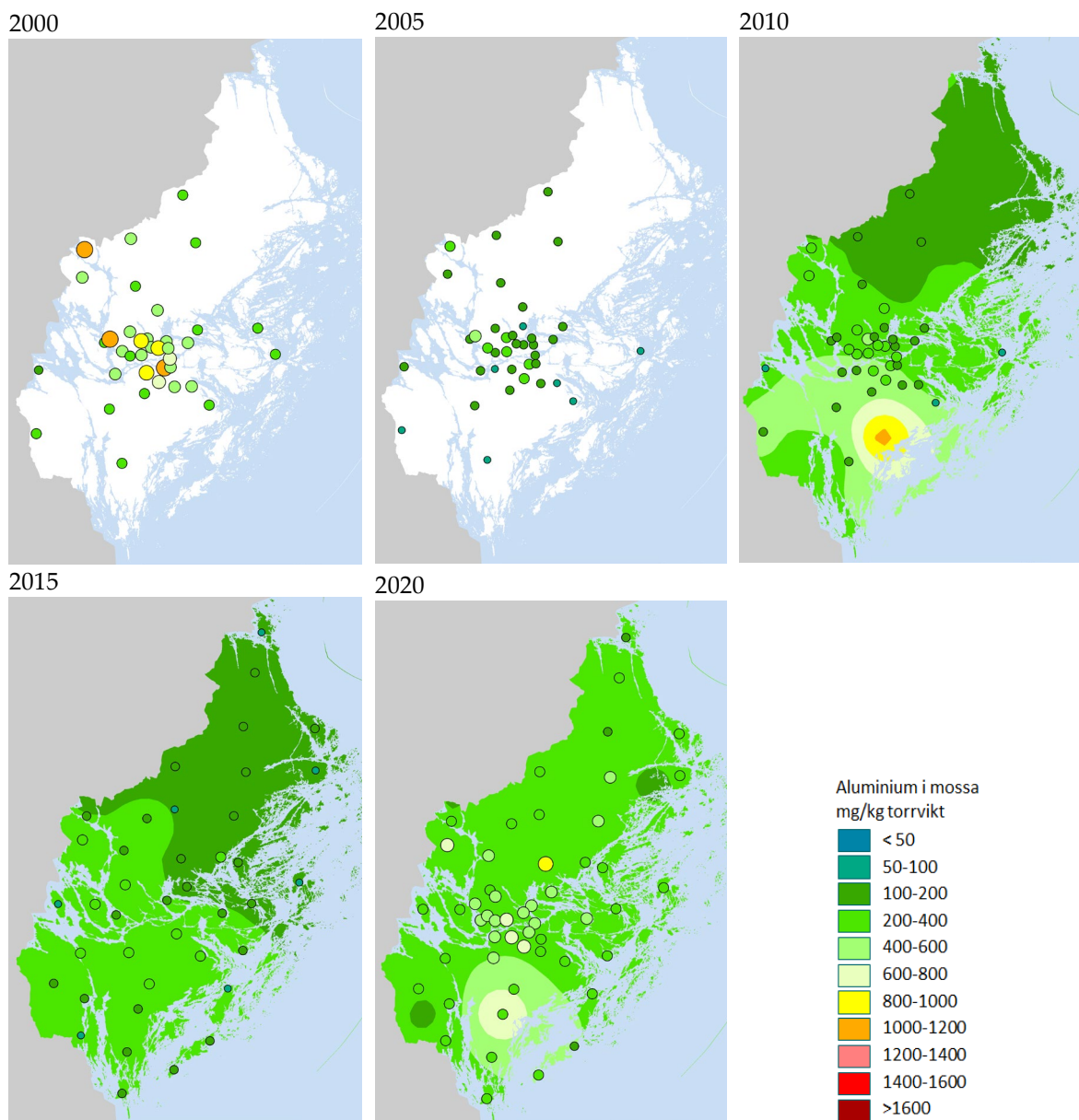
I Figur 65 visar halterna av aluminium i mossprover från hela Stockholms län mellan 2000 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

I figuren syns att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av aluminium mellan 2000 och 2020 minskat och ökat varannan mossundersökning. Medianhalten av aluminium 2020 var på nästan samma nivå som år 2000. För de centrala provpunkterna minskade medianhalterna av aluminium kraftigt mellan 2000 och 2005 för att sedan öka till år 2020. Medianhalten av aluminium 2020 var på nästan samma nivå som år 2000. Medianhalterna av aluminium var betydligt högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år.



Figur 65. Uppmätta halter av aluminium i mossprover i Stockholms län mellan 2000 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 66 visar kartor med halter av aluminium i mossa mellan 2000 och 2020. I den nationella mossundersökningen analyserades inte aluminium i undersökningarna 2000 och 2005 varför data endast från förtätningsundersökningarna visas för dessa år. I figuren syns tydligt den minskning som skett i förtätningsundersökningen mellan mossundersökningarna år 2000 fram till 2015. Därefter verkar aluminiumhalterna ha ökat fram till 2020 års undersökning. Under 2015 års förtätningsundersökning provtogs inte mossor vid de centrala provpunkterna. Om man för de centrala provpunkterna jämför 2020 års halter med 2010 års resultat har aluminiumhalterna ökat relativt kraftigt till 2020. I bakgrundsmiljön var aluminiumhalterna lägst under 2015 års undersökning. Under 2010 och 2020 fanns förhöjda halter i bakgrundsmiljön i ett begränsat område i den sydostliga delen av länet.



Figur 66. Aluminiumhalter i mossprover 2000 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.11.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 12 redovisas medianhalter för aluminium i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020).

Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av aluminium i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för samtliga områden, Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige och sydöstra Sverige var medianhalterna av aluminium signifikant högre 2020 jämfört med 2015.

Tabell 12. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av aluminium i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = * signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	150	285	***	Ökning
Mellansverige	130	190	***	Ökning
Sydöstra Sverige	130	195	***	Ökning

4.11.2.2 Trendanalys

För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gör att ingen trendanalys kunnat genomföras för aluminiumhalterna i mossan då aluminium analyserades först 2010.

4.12 Kobolt

Förekomst

Kobolt har en ganska låg medelhalt i jordskorpan, cirka 29 g/ton, och förekommer oftast som två- eller trevärda joner i ett stort antal sulfid- och arsenidmineral, och hittas ofta tillsammans med järn, nickel och koppar (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Användning

Kobolt används som legeringsmetall i hårdmetall och som torkmedel i svart tryckfärg (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Utsläpp och spridning

Spridning av kobolt i miljön kommer från förbränning av fossila bränslen, emissioner från koboltproducerande industrier, emissioner i samband med produktion av syntetiska diamanter och från pappersindustrin där det används som torkmedel i svart tryckfärg (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Miljö- och hälsoeffekter

Kobolt är en essentiell spårmetall som krävs för vitamin B12-syntesen för gräsätande djur och brist på vitamin B12 kan bland annat orsaka fosterskador. Exponering för kobolt kan ge kontakteksem och inandning av kobolt i samband med framställning och bearbetning av hårdmetall kan ge svåra lungbesvär. Akuta besvär visar sig i form av illamående och kräkningar och det finns misstanke om att koboltdamm kan orsaka lungcancer (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Riktvärden och reglering

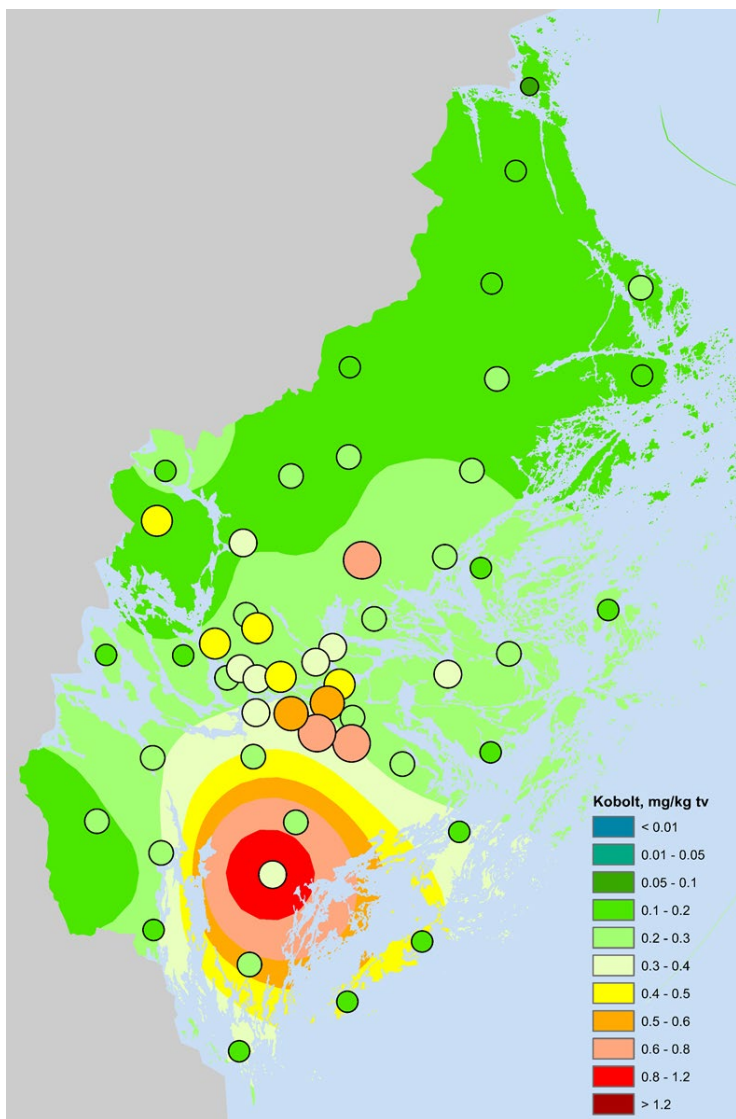
Hygieniskt gränsvärde för kobolt i inhalerbar fraktion är 0,02 mg/m³ (AFS 2018:1).

Bakgrundshalter

Kobolt mäts i luft och deposition vid svenska bakgrundsstationer. Årsmedelhalten i luft varierade under perioden 2015 till 2020 mellan 0,007 och 0,013 ng/m³ i norra Sverige och mellan 0,013 och 0,041 ng/m³ i södra Sverige. Årsmedeldepositionen varierade under samma period mellan 4 och 5 ng/m³ i norr och mellan 8 och 27 ng/m³ i söder. Halterna i både luft och deposition är generellt högre i södra jämfört med norra Sverige och har under perioden visat tendens till en nedåtgående trend i både luft och nederbörd (Naturvårdsverkets luftdatabas, Fredricsson, m.fl., 2021).

4.12.1 2020

I Figur 67 visas kobolthalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I norra delen av länet var bakgrundsbelastningen av kobolt på en relativt låg nivå (<0,2 mg/kg torrsvikt) medan halterna blev högre ju längre åt sydost man kommer i länet. I södra delen av länet var bakgrundsbelastningen betydligt högre, i ett område mellan 0,8 och 1,2 mg/kg torrsvikt. Generellt var kobolthalterna i förtätningsundersökningen högre jämfört med bakgrundsundersökningen om man undantar området i sydost. I länet 2020 samlades sex mossprover in med halter över 0,5 mg/kg torrsvikt varav fyra prover på eller över 0,65 mg/kg torrsvikt. Den högsta kobolthalten i mossa, 0,99 mg/kg torrsvikt, samlades in i en nationell provpunkt, i Nynäshamns kommun. Därefter följde två prover, båda med en kobolthalt på 0,66 mg/kg torrsvikt. Det ena provet samlades in vid den centrala provpunkten Högdalstoppen i Stockholms stad och den andra vid den perifera provpunkten AB-18 i Vallentuna kommun. Ytterligare ett prov med en halt på 0,65 mg/kg torrsvikt samlades in vid den centrala provpunkten Flaten i Stockholms stad. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den högsta kobolthalten in i Uppsala län (4,1 mg/kg torrsvikt). Halten i detta prov var mest troligt påverkat av lokala källor. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta kobolthalterna i mossan 4,1 mg/kg torrsvikt respektive 0,36 mg/kg torrsvikt.

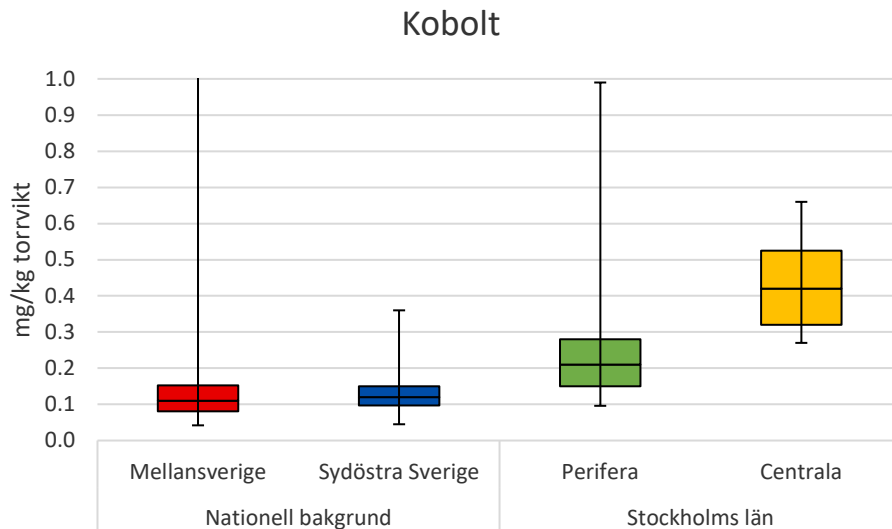


Figur 67. Kobolthalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtättningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 68 visas halter av kobolt i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av kobolt med 0,42 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,21 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av kobolt för Mellansverige var 0,11 mg/kg torrsvikt och för sydöstra Sverige 0,12 mg/kg torrsvikt.

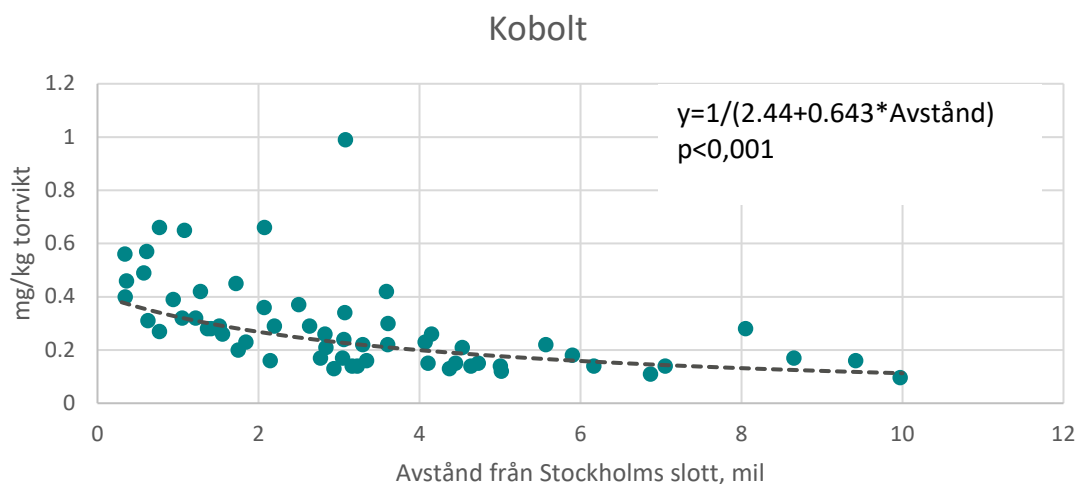
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av kobolt i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av kobolt i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt, de skilde sig även från Mellansverige och sydöstra Sverige. Däremot skilde inte medianhalterna av kobolt sig åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av kobolt fanns bland mossorna i de centrala provpunkterna följt av de perifera provpunkterna. (Mann-Whitney U-test).



Figur 68. Uppmätta halter av kobolt i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. För Mellansverige visas inte det högsta värdet 4,1 mg/kg torrsvikt. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på kobolthalterna i mossa genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av kobolt i mossproverna visas i Figur 69. Regressionsanalysen visade att halterna av kobolt i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en determinationskoefficient (r^2) på 47 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre kobolthalter upp till cirka tre mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka 10 mils avstånd från Stockholms slott var halterna av kobolt i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

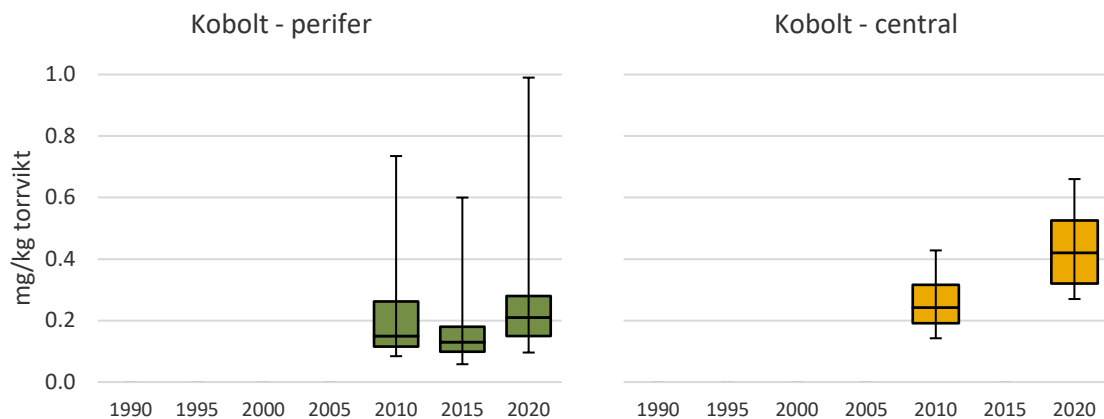


Figur 69. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av kobolt i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.12.2 Jämförelse mot tidigare år

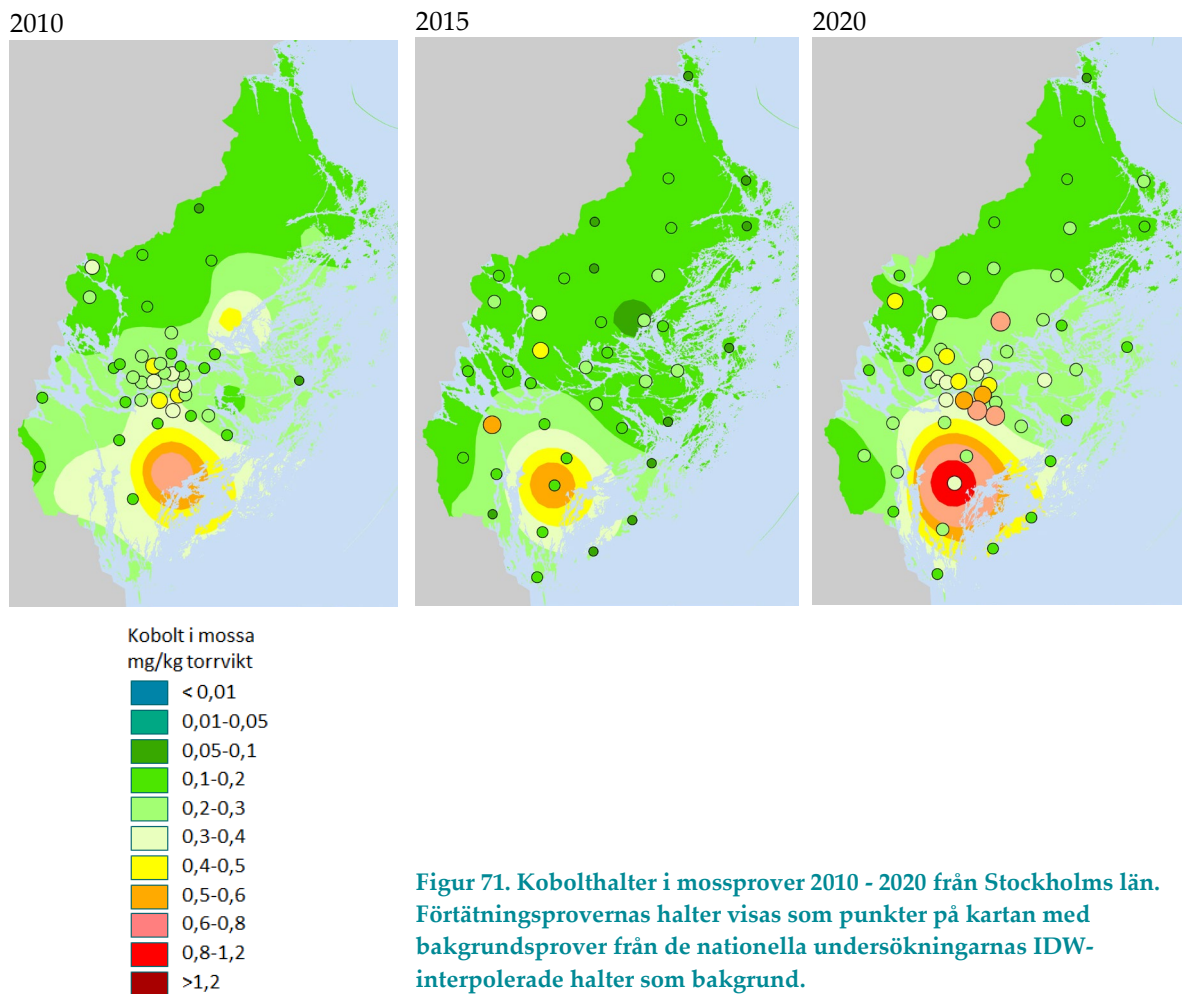
I Figur 70 visar halterna av kobolt i mossprover från hela Stockholms län mellan 2010 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Ur figuren syns att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av kobolt mellan 2010 och 2015 minskat något för att sedan öka till år 2020. För de centrala provpunkterna ökade medianhalterna av kobolt kraftigt mellan 2010 och 2020. Medianhalterna av kobolt var betydligt högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år.



Figur 70. Uppmätta halter av kobolt i mossprover i Stockholms län mellan 2010 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 71 visar kartor med halter av kobolt i mossa mellan 2010 och 2020. I figuren syns ingen tydlig förändring av bakgrundshalterna mellan åren förutom att halterna var lägst under 2015 års undersökning och att kobolthalterna ökat i ett område i den sydostliga delen av länet. Även i förtätningsundersökningen har halterna ökat från 2010 fram till 2020. Mossundersökningarna genomfördes inte vid de centrala provpunkterna 2015. Men om man för de centrala provpunkterna jämför 2020 års halter med 2010 års resultat har kobolthalterna ökat relativt kraftigt och allra högst i närheten av Stockholms stad.



4.12.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 13 redovisas medianhalter för kobolt i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av kobolt i mossa mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för samtliga områden, Stockholms perifera provpunkter, Mellansverige och sydöstra Sverige var medianhalterna av kobolt 2020 signifikant högre jämfört med 2015.

Tabell 13. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av kobolt i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = * signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,13	0,22	***	Ökning
Mellansverige	0,090	0,11	***	Ökning
Sydöstra Sverige	0,10	0,12	***	Ökning

4.12.2.2 Trendanalys

För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gör att ingen trendanalys kunnat genomföras för kobolthalterna i mossan då kobolt analyserades först 2010.

4.13 Molybden

Förekomst

Molybden är ett sällsynt metalliskt grundämne som förekommer i mineral som till exempel molybdenglans, molybdensulfid, wulfenit och powellit (Suchara m.fl., 2007; Stjernström, 2008; Smedley & Kinniburgh, 2017).

Användning

Molybden är en svårsmält metall och används som legeringsmetall då dess goda styrka, styvhet, elektriska ledningsförmåga och oxidationsbeständighet gör den speciellt lämplig att använda i krävande industriella tillämpningar, till exempel i jetmotorer. Metallen används också i kärnenergisammanhang, i flygplan, som trådmaterial i elektroniska instrument och som smörjmedel. Molybden förekommer också i fossila bränslen (Suchara m.fl., 2007; Stjernström, 2008; Smedley & Kinniburgh, 2017).

Utsläpp och spridning

Molybden sprids i miljön vid förbränning av fossila bränslen, vittring och från industrier, där det främst släpps ut till omgivande vatten (Suchara m.fl., 2007; Stjernström, 2008; Smedley & Kinniburgh, 2017).

Miljö- och hälsoeffekter

Molybden är en metall som ingår i många enzymer och är därför essentiell för både växter och djur. Molybdenbrist kan hämma tillväxten, ge minskad aptit, påverka reproduktionen och även orsaka cancer. Molybden finns i många livsmedel som till exempel spannmål, nötter, mjölkprodukter, ägg och baljväxter. Det rekommenderade dagliga intaget av molybden varierar med åldersgrupp och ligger på 65 µg/dag för vuxna över 18 år. Däremot kan för högt intag av molybden vara skadligt (Livsmedelsverket, 2021). De viktigaste tecknen på molybdenförgiftning är dålig tillväxt, anemi, anorexi, diarré, pigmentförändringar och led- och bendeformering. Ett för högt intag av molybden kan också påverka det centrala nervsystemet (Suchara m.fl., 2007; Stjernström, 2008).

Riktvärden och reglering

Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) har satt en övre gräns på dagligt intag via föda till 0,01 mg/kg kroppsvikt (Livsmedelsverket, 2021).

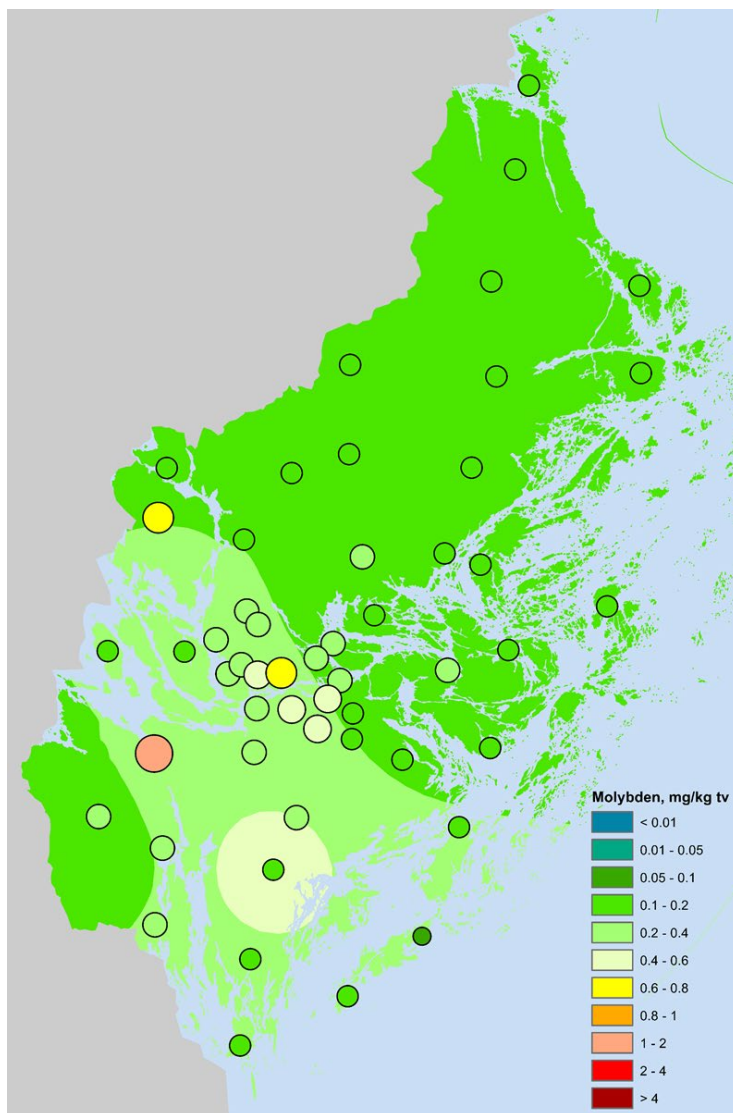
Nivågränsvärdet för molybden i totaldamm (mängd damm som samlas in med en speciell typ av provtagningsutrustning) är 10 mg/m³ och i respirabel fraktion (de dammpartiklar som kan andas in och når längst ner i luftvägarna) 5 mg/m³ (AFS, 2018:1).

Bakgrundshalter

Molybden mäts inte inom den nationella miljöövervakningen i luft eller nederbörd.

4.13.1 2020

I Figur 72 visas molybdenhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av molybden låg (<0,20 mg/kg torrsvikt) men i länets sydvästra del var halterna något högre, i ett område upp mot 0,6 mg/kg torrsvikt. I 2020 års mossundersökningar samlades fyra mossprover in med halter över 0,50 mg/kg torrsvikt. Den högsta molybdenhalten i mossa, 1,2 mg/kg torrsvikt, samlades in vid den perifera provpunkten AB-37 i Södertälje kommun. Därefter följde ännu ett prov insamlat i en perifer provpunkt, i Upplands-Bro, där halten var 0,64 mg/kg torrsvikt. Ytterligare ett prov, med en molybdenhalt på 0,61 mg/kg torrsvikt, samlades in vid en central provpunkt i Stockholms stad, Ulvsundaberget. Det sista mossprovet med en halt över 0,50 mg/kg torrsvikt samlades in i den nationella mossundersökningen i Nynäshamns kommun där halten var 0,52 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den allra högsta halten (4,7 mg/kg torrsvikt) in i Uppsala län. Detta mossprovs halt av molybden var sannolikt påverkat av lokala källor. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta molybdenhalterna i mossa 4,7 mg/kg torrsvikt respektive 0,27 mg/kg torrsvikt.

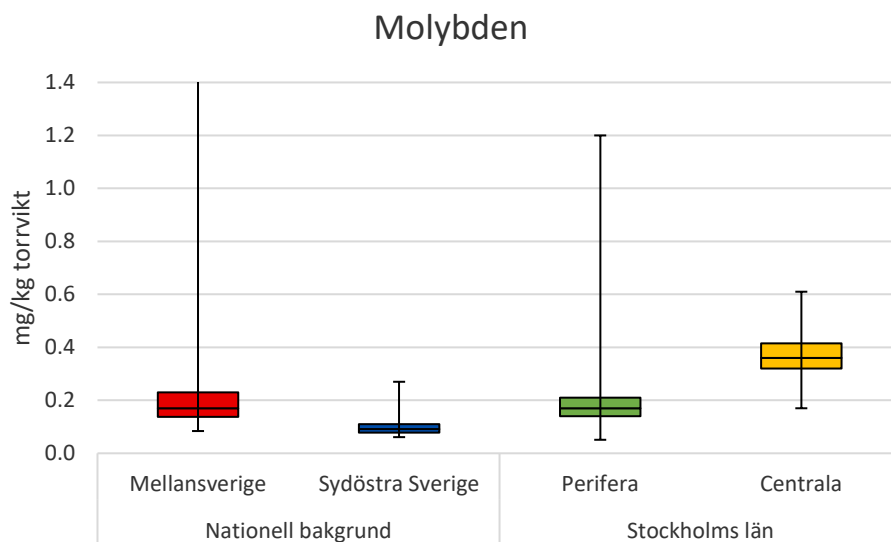


Figur 72. Molybdenhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 73 visas halter av molybden i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av molybden med 0,36 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,17 mg/kg torrsvikt. Även medianhalten av molybden för Mellansverige var 0,17 mg/kg torrsvikt medan den för sydöstra Sverige var lägst med 0,090 mg/kg torrsvikt.

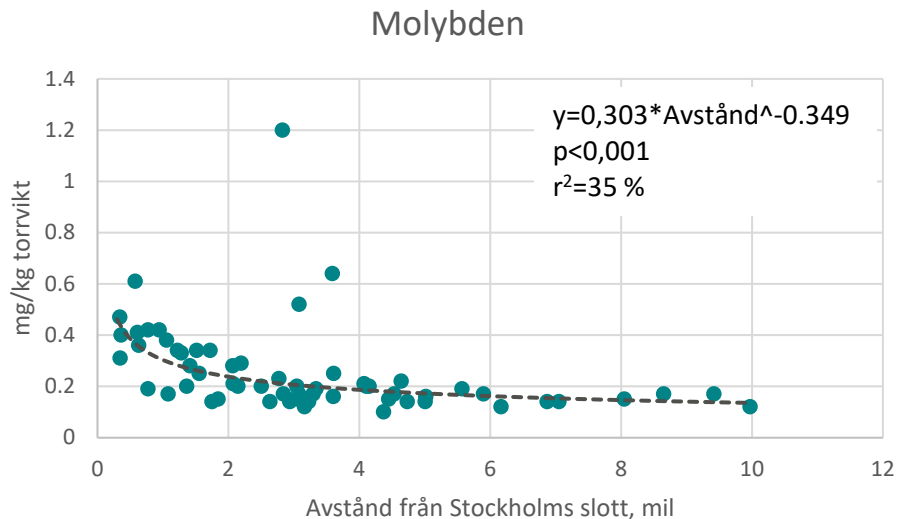
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av molybden i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av molybden i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig statistiskt signifikant åt, de skilde sig även från sydöstra Sverige. Medianhalten från de centrala provpunkterna skilde sig även åt från Mellansverige något, vilket medianhalten för de perifera provpunkterna inte gjorde. Däremot skilde sig medianhalterna av molybden åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Högst medianhalter av molybden fanns bland mossorna från de centrala provpunkterna och lägst var medianhalten för sydöstra Sverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 73. Uppmätta halter av molybden i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. För Mellansverige visas inte det högsta värdet 4,7 mg/kg torrsvikt. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på molybdenhalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av molybden i mossproverna visas i Figur 74. Regressionsanalysen visade att halterna av molybden i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) dock med en relativt låg determinationskoefficient (r^2) på 35 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre molybdenhalter upp till cirka tre och en halv mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka fem mils avstånd från Stockholms slott var halterna av molybden i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

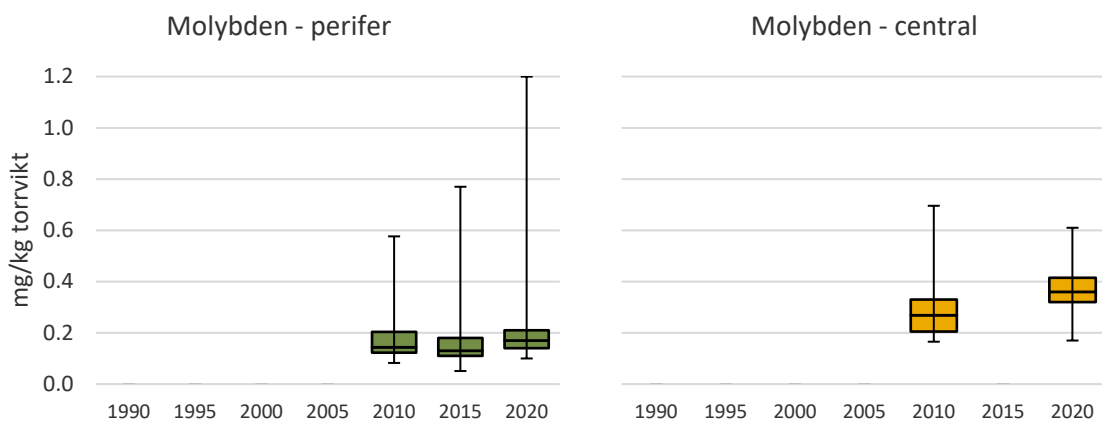


Figur 74. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av molybden i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.13.2 Jämförelse mot tidigare år

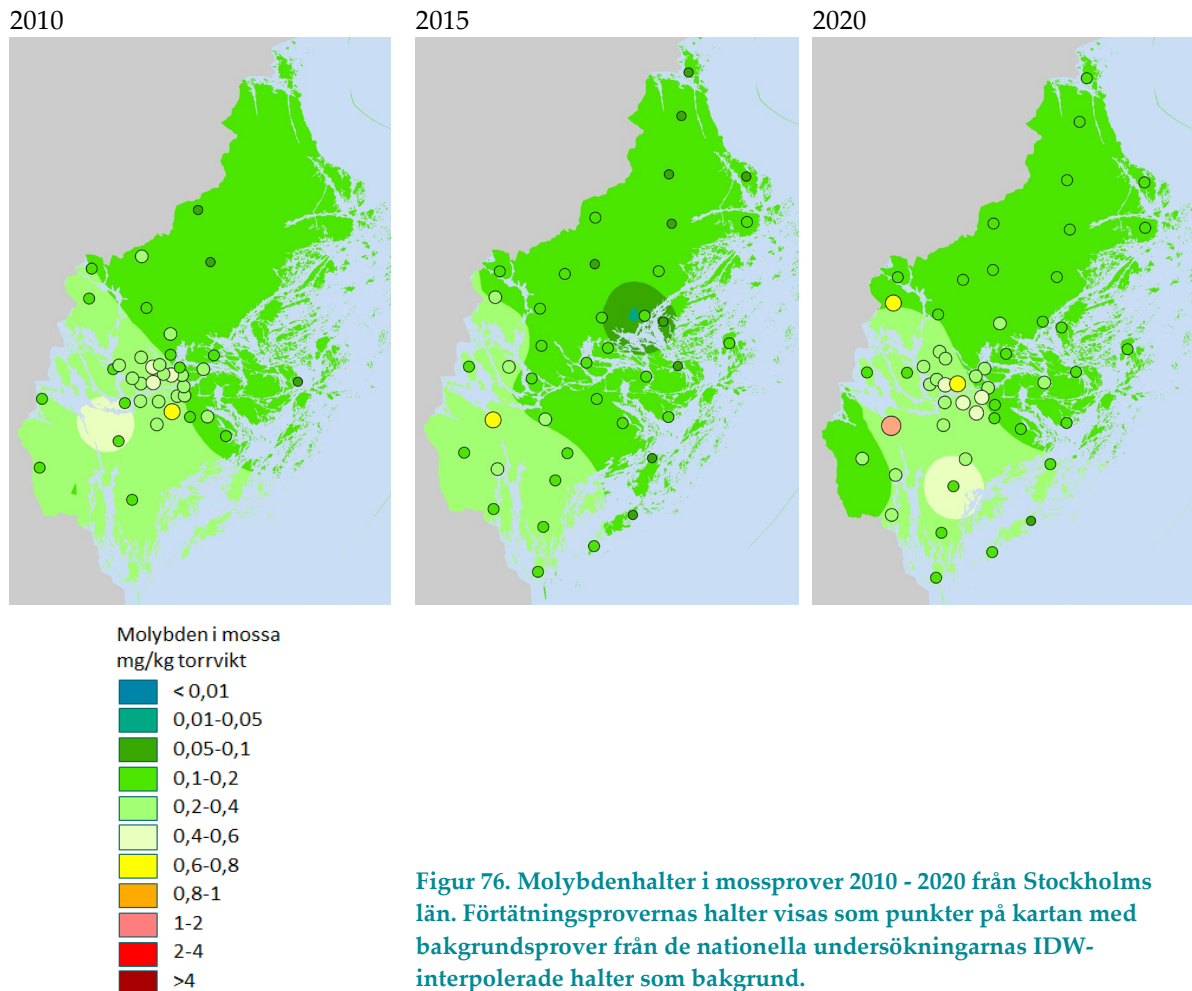
I Figur 75 visar halterna av molybden i mossprover från hela Stockholms län mellan 2010 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

Ur figuren syns att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av molybden mellan 2010 och 2015 minskat något för att sedan öka något till år 2020. För de centrala provpunkterna ökade medianhalterna av molybden mellan 2010 och 2020. Medianhalterna av molybden var högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år.



Figur 75. Uppmätta halter av molybden i mossprover i Stockholms län mellan 2010 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 76 visar kartor med halter av molybden i mossa mellan 2010 och 2020. I figuren syns ingen tydlig förändring av bakgrundshalterna mellan åren förutom att halterna var något lägre under 2015 års undersökning och att molybdenhalterna ökat något i ett område i den sydostliga delen av länet. Även i förtättningsundersökningen har halterna ökat något från 2010 fram till 2020. Mossundersökningarna genomfördes inte vid de centrala provpunkterna 2015. Men om man för de centrala provpunkterna jämför 2020 års halter med 2010 års resultat har molybdenhalterna ökat.



4.13.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 14 redovisas medianhalter för molybden i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtättningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av molybden i mossa mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter var medianhalterna av molybden 2020 signifikant högre jämfört med 2015. Medan det för Mellansverige och sydöstra Sverige inte fanns någon statistiskt signifikant förändring av medianhalterna mellan 2015 och 2020.

Tabell 14. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av molybden i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	0,14	0,17	**	Ökning
Mellansverige	0,16	0,17	Ej signifikant	-
Sydöstra Sverige	0,089	0,092	Ej signifikant	-

4.13.2.2 Trendanalys

För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gör att ingen trendanalys kunnat genomföras för molybdenhalterna i mossan då molybden analyserades först 2010.

4.14 Antimon

Förekomst

Antimon är en halvmetall som existerar i naturen i två oxidationstillstånd; fem och tre, där femvärt antimon är den mest stabila formen i en syrerik miljö. Trots att det är en relativt sällsynt metall har den använts av människan sedan urminnes tider och då i smink, keramik och i medicinska applikationer. Sedan industrialiseringen har användningen och brytningen av antimon ökat explosionsartat vilket har medfört en större belastning på miljön (Sternbeck, m.fl., 2002).

Användning

Antimon används bland annat i flamskyddsmedel, färgpigment och som legeringsmetall till bly och det återfinns även i produkter som glas, byggplast, katalysatorer, textilier, förpackningar och metall. Antimon kan återvinnas från legerat bly i blybatterier (Sternbeck, m.fl., 2002).

Utsläpp och spridning

Antimon sprids till naturen från förbränning av fossila bränslen och avfall, från smältverk och metallbearbetning, glas- och textilindustrin samt från bilbromsar och det kan spridas långt via luften.

Miljö- och hälsoeffekter

Metallen har lång livslängd i akvatisk miljö och har därför stor spridningspotential. Den återfinns därför i hav, sjöar, sediment, jordbruksmark, luft och i fisk. Antimon kan liksom kvicksilver metyleras av mikroorganismer men har inte lika stark bioackumulation som kvicksilver. Giftigheten av antimon är inte väl studerat men antas ha ett litet upptag i människor och djur och ha ett långsamt upptag i celler. Det antas att antimon har liknande toxiska effekter som för arsenik och att ett högt intag kan orsaka cancer. Därför är antimon klassificerat som farligt att inandas och att förtära (Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, 2021; Sternbeck, m.fl., 2002).

Riktvärden och reglering

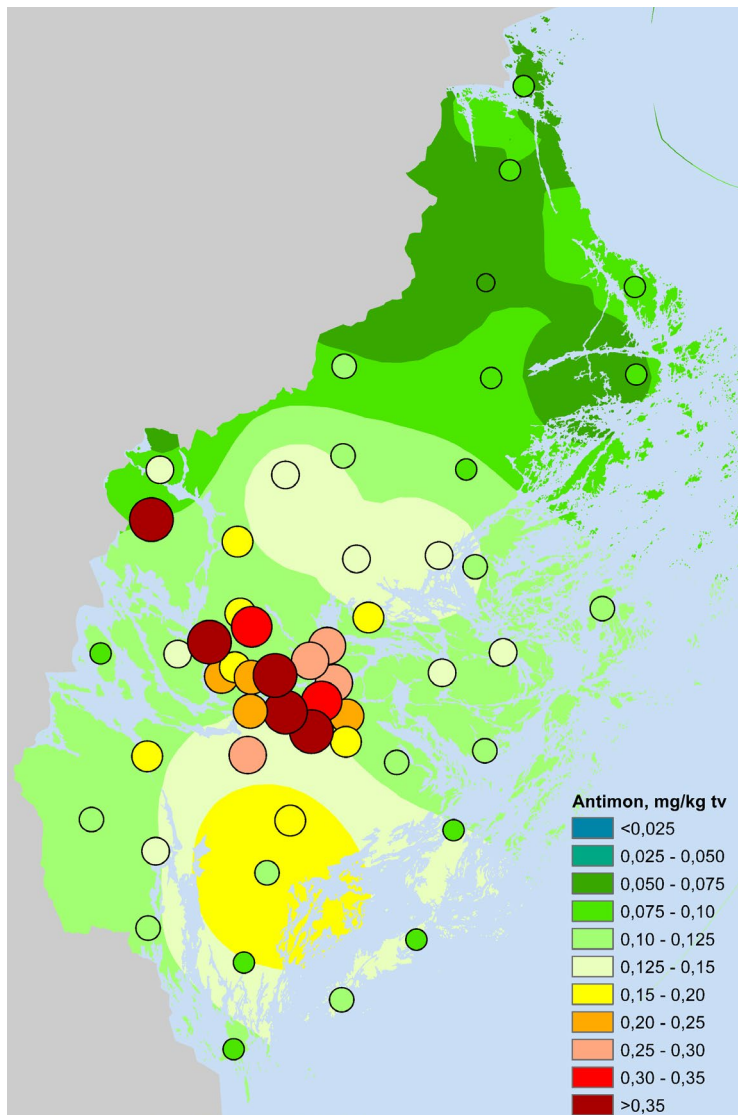
Antimon har som hygieniskt gränsvärde i inhalerbar fraktion $0,25 \text{ mg/m}^3$ (Sternbeck, m.fl., 2002; AFS 2018:1).

Bakgrundshalter

Lufthalten av antimon mätt i Helsingfors 2001 var cirka 0,4 - 1,5 ng/m³ (Pakkanen m.fl., 2001). Antimon mäts inte inom den svenska nationella miljöövervakningen.

4.14.1 2020

I Figur 77 visas antimonhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I den allra nordligaste delen i länet var antimonhalterna på en låg nivå (<0,10 mg/kg torrsvikt) medan halterna i bakgrundsmiljön blev högre ju längre söderut i länet man kommer. Längst ner i sydost var antimonhalterna upp mot 0,2 mg/kg torrsvikt i bakgrundsmiljön. Generellt var antimonhalterna insamlade i förtätningsundersökningen betydligt högre ju närmare Stockholms stad som mossproverna samlats in. Under 2020 samlades 15 mossprover in med halter över 0,20 mg/kg torrsvikt varav fyra prover från förtätningsundersökningen hade halter över 0,40 mg/kg torrsvikt, samtliga insamlade vid centrala provpunkter i Stockholms stad. Den högsta antimonhalten i mossa, 0,93 mg/kg torrsvikt, samlades in vid Högdalstoppen följt av två prover med samma antimonhalt, 0,43 mg/kg torrsvikt från Solberga och Lövsta. Tätt därefter följde ett prov insamlat vid Ulvsundaberget med 0,42 mg/kg torrsvikt. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den allra högsta antimonhalten (0,45 mg/kg torrsvikt) in i Norrbottens län, strax norr om Kalix. Någon förklaring till den förhöjda halten i mossprovet i Norrbottens län har inte hittats. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta antimonhalterna i mossan 0,20 mg/kg torrsvikt respektive 0,17 mg/kg torrsvikt.

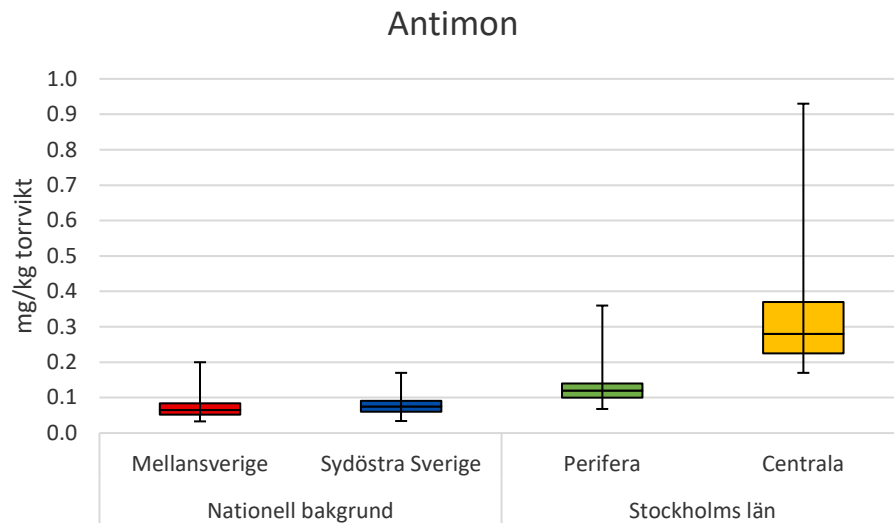


Figur 77. Antimonhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 78 visas halter av antimon i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den högsta medianhalten av antimon med 0,28 mg/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 0,12 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av antimon för Mellansverige och sydöstra Sverige var 0,07 respektive 0,08 mg/kg torrsvikt.

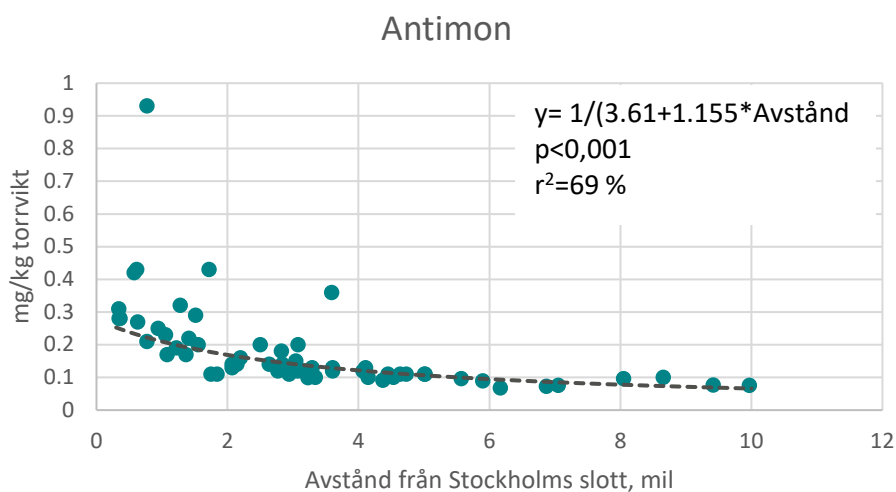
Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av antimon i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av antimon i mossa från samtliga fyra områden skilde sig statistiskt signifikant åt med högst medianhalt bland de centrala provpunkterna i Stockholms län, följt av medianhalten vid de perifera provpunkterna och lägst medianhalt för Mellansverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 78. Uppmätta halter av antimon i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på antimonhalterna i mossa genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Beroendet av avstånd från Stockholms slott för uppmätta halter av antimon i mossproverna visas i Figur 79. Regressionsanalysen visade att halterna av antimon i mossproverna var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott ($p < 0,001$) med en hög determinationskoefficient (r^2) på 67 %. I figuren syns också att det fanns mossprov med högre antimonhalter upp till cirka tre och en halv mils avstånd från Stockholms slott. Regressionslinjens ekvation gav att vid cirka nio mils avstånd från Stockholms slott var halterna av antimon i mossproverna på samma halt som medianhalten för Mellansverige.

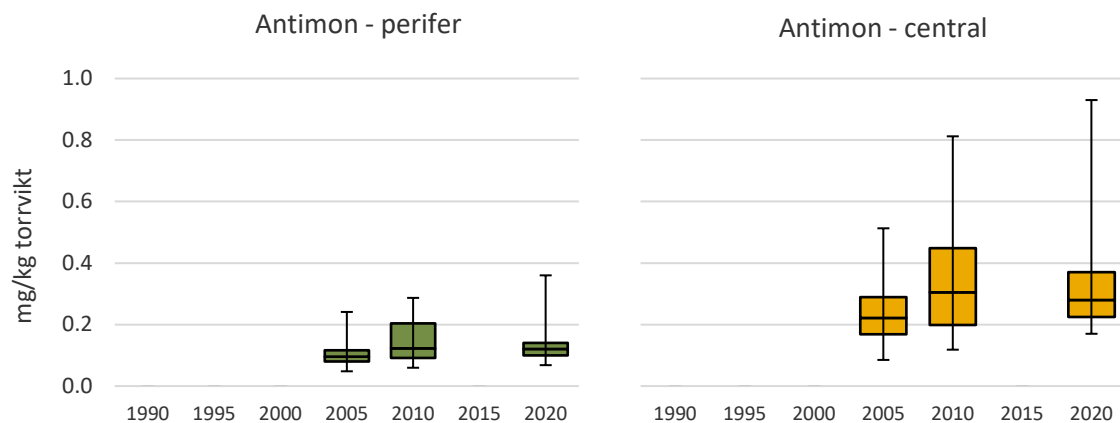


Figur 79. Förhållande mellan avstånd från Stockholms slott (mil) och uppmätta halter (mg/kg torrsvikt) av antimon i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län.

4.14.2 Jämförelse mot tidigare år

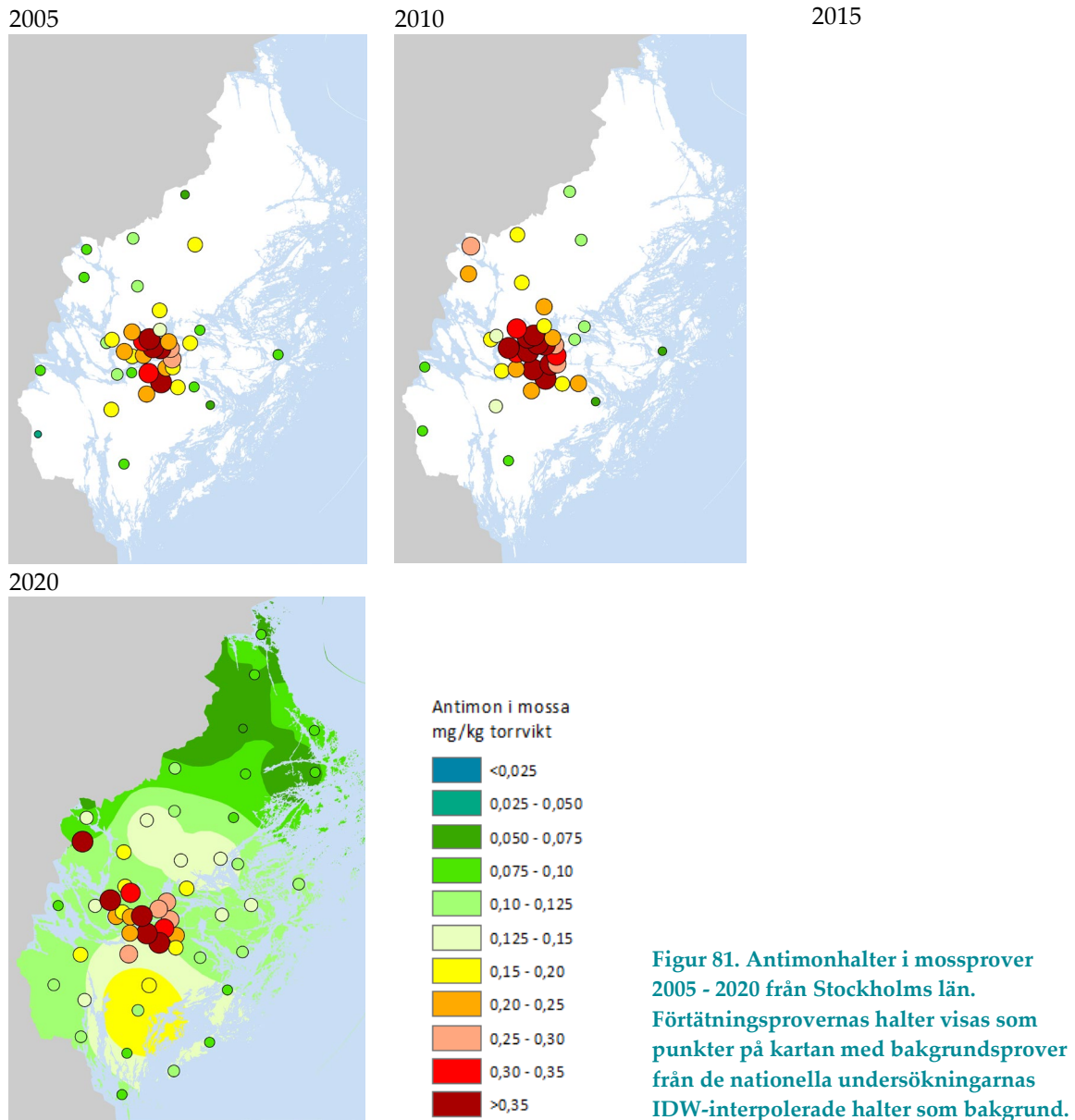
I Figur 80 visar halterna av antimon i mossprover från hela Stockholms län mellan 2005 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

I figuren syns att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av antimon mellan 2005 och 2020 varit på en liknande nivå. För de centrala provpunkterna ökade medianhalterna av antimon mellan 2005 och 2010 för att sedan minska något till år 2020. Medianhalterna av antimon var betydligt högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under samtliga år.



Figur 80. Uppmätta halter av antimon i mossprover i Stockholms län mellan 2005 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 81 visar kartor med halter av antimon i mossa mellan 2005 och 2020. Antimon analyserades inte 2015 i förtätningsundersökningen. I den nationella mossundersökningen var 2020 den första gången som antimon analyserades i mossproverna. I figuren syns generellt ingen tydlig förändring av antimonhalterna i förtätningsundersökningen mellan mossundersökningarna år 2005 fram till 2020. Däremot kan man se att vid vissa provpunkter har antimonhalterna förändrats. Under 2020 fanns förhöjda halter i bakgrundsmiljön främst i den sydostliga delen av länet.



4.14.2.1 2020 vs. 2015

Ingen analys om skillnader mellan medianhalterna av antimon i mossan mellan 2015 och 2020 har kunnat genomföras då antimon inte analyserades 2015.

4.14.2.2 Trendanalys

För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gör att ingen trendanalys kunnat genomföras för antimonhalterna i mossan då antimon analyserades först 2010.

4.15 Mangan

Förekomst

Mangan är en övergångsmetall som är det tolfte vanligaste grundämnet i jordskorpan med en medelhalt på cirka 1 060 g/ton. Det finns cirka 250 olika manganmineral. De viktigaste är oxider, hydroxider och karbonater i sedimentära bildningar (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Användning

Mangan används som legeringsmetall till stål och har också använts vid tillverkning av tegel, torrbatterier och finns även i vissa glasyrer (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Utsläpp och spridning

Mangan sprids mest via grundvattnet (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Miljö- och hälsoeffekter

Mangan är en essentiell metall som ingår i många enzymer för både växter och djur. Vi får i oss mangan via föda främst i ris, bladgrönsaker och havre. Manganbrist har inga dokumenterade hälsoeffekter för människan men råttor och möss som utfodrats med mat med lågt manganinnehåll har visats sig få foster med skador på skelettet samt på det centrala nervsystemet. För höga manganhalter i människor kan ge neurologiska besvär med liknande symptom som för Parkinson (Livsmedelsverket, 2021; Arbets- och miljömedicin, 2021).

Riktvärden och reglering

Det av EFSA rekommenderade dagliga intaget varierar med ålder och är satt till 3 mg/dag för personer över 18 år (Arbets- och miljömedicin, 2021).

Mangan har hygieniska gränsvärdena 0,2 mg/m³ i inhalerbar fraktion och 0,05 mg/m³ i respirabel fraktion (de dammpartiklar som kan andas in och når längst ner i luftvägarna) (AFS 2018:1). Gränsvärdet för mangan i dricksvatten är 0,05 mg/l (Livsmedelsverket, 2021).

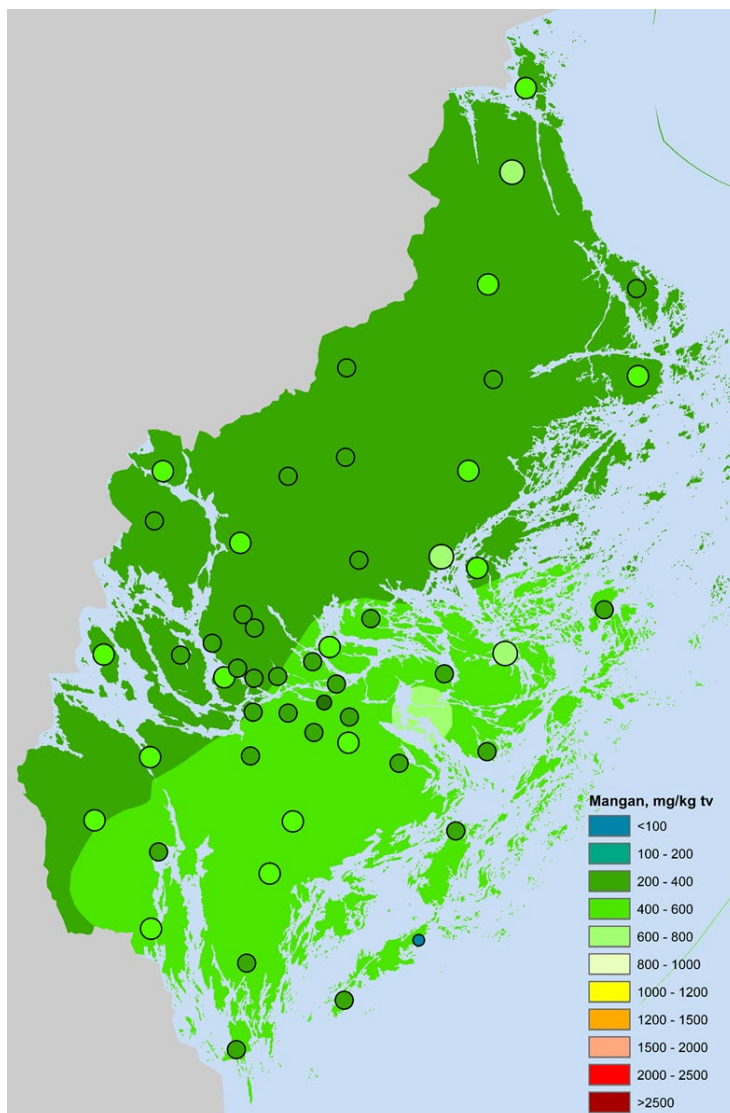
Bakgrundshalter

Mangan mäts inom den nationella miljöövervakningen och årsmedelhalten i luft varierade mellan 0,4 och 0,7 ng/m³ i norr och mellan 0,9 och 3 ng/m³ i söder under perioden 2015–2020. Årsmedel-depositionen av mangan var mellan 900 och 4500 µg/m² i norr och mellan 1350 och 7500 µg/m² i söder under motsvarande period. En något nedgående trend har under perioden 2009 till 2020 observerats i deposition men inte i luft (Naturvårdsverkets luftdatabas; Fredricsson, m.fl., 2021).

4.15.1 2020

Som beskrivits i publicerad litteratur förfaller förhållandet mellan halter av mangan i mossprover och i nederbörd ofta sakna korrelation (Boquete, M.T., 2011; Steinnes, E., 1995; Berg & Steinnes, 1997; Ross, B., 1990). Anledningen till detta skulle kunna vara att det för mangan finns andra viktigare källor än atmosfärisk deposition som förklarar halterna i mossan (Boquete, M.T., 2011; Steinnes, E., 1995). Förklaringarna som ges av Steinnes (1995) var att halten i mossa kan beror på att mangan transporteras från jorden genom rotupptag i högre växter och överförs till mossan genom läckage från levande eller dött material. Lägre halter i kustområden förklaras förmodligen av katjonbyte på mossytan med havssaltjoner (Steinnes, E., 1995). Detta gör att manganhalterna i mossa oftast inte uppvisar samma mönster som andra metaller.

I Figur 82 visas manganhalterna i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen mangan låg (<400 mg/kg torrsvikt). I de sydöstra delarna var manganhalterna något högre, mellan 400–600 mg/kg torrsvikt. Generellt i länet var manganhalterna i förtätningsundersökningen på en liknande nivå som halterna från bakgrundsundersökningen. Under 2020 samlades fyra mossprover in i länet med halter över 600 mg/kg torrsvikt samtliga vid perifera provpunkter. Den högsta manganhalten i mossa i länet, 670 mg/kg torrsvikt, samlades in vid AB-23 i Österåker följt av ett mossprov från Värmdö, AB-26, med en halt på 650 mg/kg torrsvikt. I ytterligare ett prov från Värmdö, insamlat i den nationella undersökningen, var mosshalten 630 mg/kg torrsvikt. Det sista provet med en halt över 600 mg/kg torrsvikt samlades in vid provpunkten AB-4 i Norrtälje kommun (610 mg/kg torrsvikt). I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den allra högsta halten in i Västerbottens län (1 500 mg/kg torrsvikt). I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta manganhalterna i mossan 1 100 mg/kg torrsvikt respektive 890 mg/kg torrsvikt.

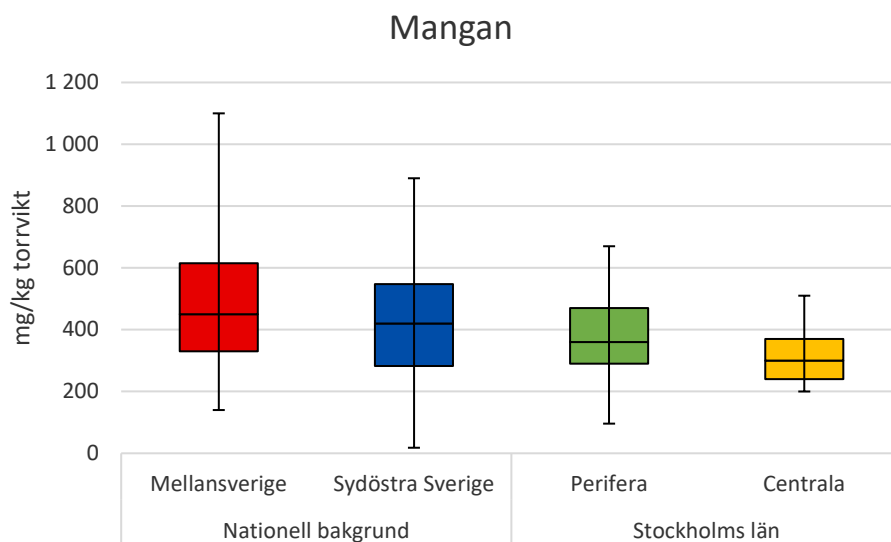


Figur 82. Manganhalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 83 visas halter av mangan i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den lägsta medianhalten av mangan med 300 mg/kg torrsvikt och näst lägst var medianhalten för länets perifera provpunkter med 360 mg/kg torrsvikt. Medianhalten av mangan för Mellansverige och sydöstra Sverige var 450 respektive 420 mg/kg torrsvikt.

Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av mangan i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,01$).

Medianhalten av mangan i mossa från de centrala och de perifera provpunkterna skilde sig inte statistiskt signifikant åt. Medianhalten av mangan vid de centrala provpunkterna skilde sig däremot åt från Mellansverige och sydöstra Sverige. Medianhalten av mangan vid de perifera provpunkterna skilde sig åt från Mellansverige men inte från medianhalterna från sydöstra Sverige. Inte heller skilde sig medianhalterna av mangan åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. (Mann-Whitney U-test).



Figur 83. Uppmätta halter av mangan i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,01$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

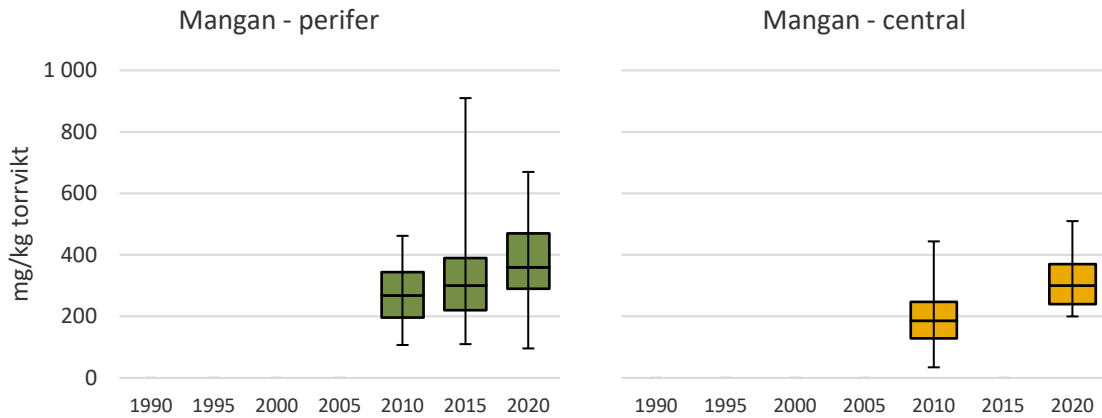
För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på manganhalten i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Regressionsanalysen visade att halterna av mangan i mossproverna inte var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott.

4.15.2 Jämförelse mot tidigare år

I Figur 84 visar halterna av mangan i mossprover från hela Stockholms län mellan 2010 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län, utan

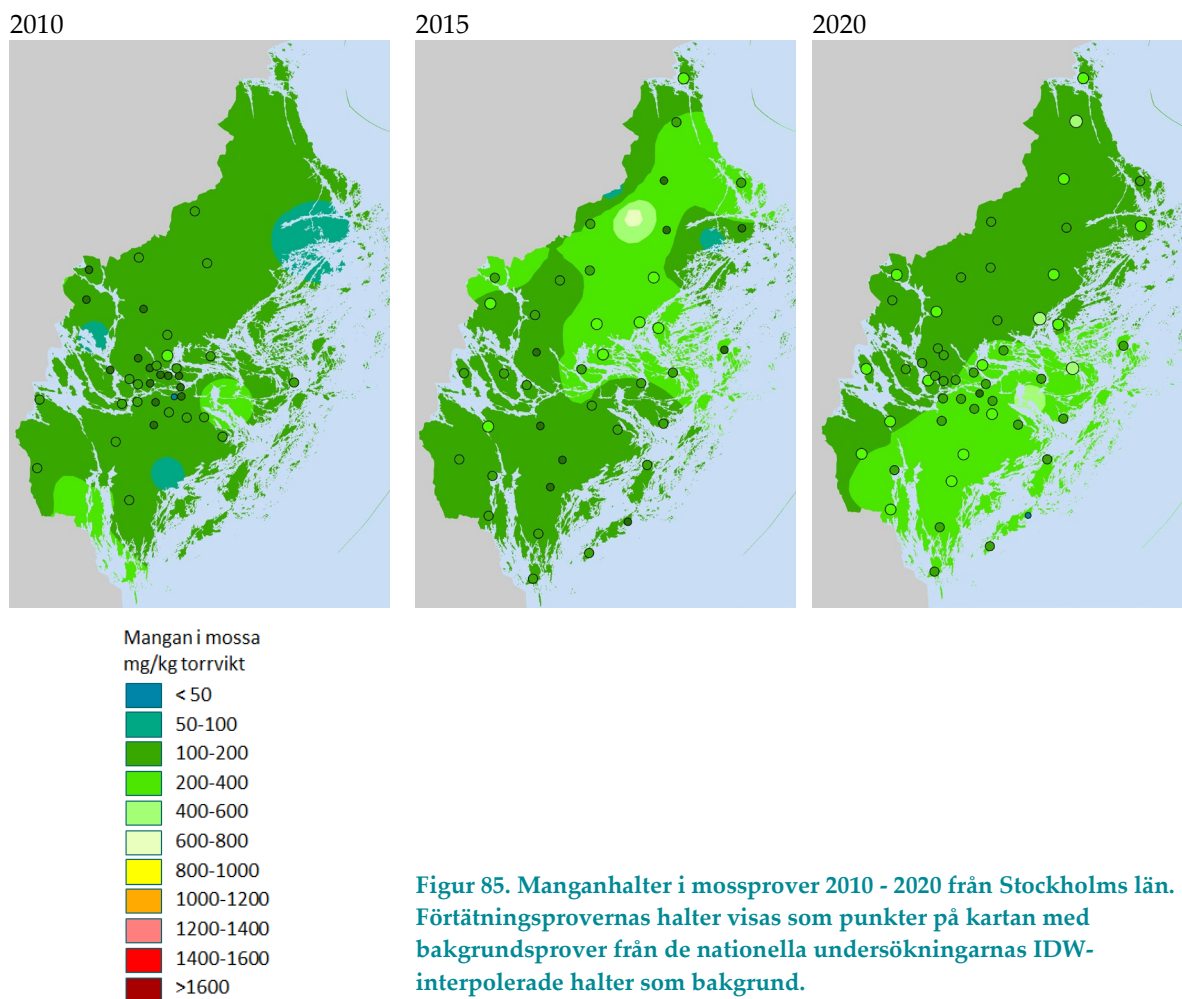
det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

I figuren syns att för både de perifera och de centrala provpunkterna har medianhalterna av mangan mellan 2010 och 2020 ökat. Medianhalterna av mangan var högre för de perifera jämfört med de centrala provpunkterna under samtliga år.



Figur 84. Uppmätta halter av mangan i mossprover i Stockholms län mellan 2010 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 85 visar kartor med halter av mangan i mossa mellan 2010 och 2020. I figuren syns den förändring som skett i både förtättningsundersökningarna och de nationella bakgrundsundersökningarna mellan åren. Manganhalterna verkar ha varierat något mellan åren, inga tydliga generella mönster går att se. Under 2015 års förtättningsundersökning provtogs inte mossor vid de centrala provpunkterna. Om man för de centrala provpunkterna jämför 2020 års halter med 2010 års resultat har manganhalterna ökat till 2020.



4.15.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 15 redovisas medianhalter för mangan i mossa uppdelat på Stockholms perifera prover, samt områdena Mellansverige och sydöstra Sverige och provtagningsår (2015 och 2020). Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av mangan i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter var medianhalterna av mangan signifikant högre 2020 jämfört med 2015. Medan det för Mellansverige och sydöstra Sverige inte fanns någon statistiskt signifikant förändring av medianhalterna mellan 2015 och 2020.

Tabell 15. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) av mangan i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län samt från Mellansverige och sydöstra Sverige i den nationella undersökningen. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = * signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	305	360	*	Ökning
Mellansverige	495	450	Ej signifikant	-
Sydöstra Sverige	420	420	Ej signifikant	-

4.15.2.2 Trendanalys

För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gör att ingen trendanalys kunnat genomföras för manganhalterna i mossan då mangan analyserades först 2010.

4.16 Kväve (N)

Förekomst

Kväve utgör den största beståndsdel i luft och är ett viktigt näringsämne för växter. Den kvävgas som förekommer i luften i form av N_2 har dock en liten biologisk betydelse. Alla andra former av kväve än kvävgas betecknas under samlingsnamnet "reaktivt kväve" och dessa former har en mer eller mindre stor biologisk betydelse. Kväve omsätts ständigt i ett globalt kretslopp mellan atmosfären och biosfären. Ekosystemen tillförs kväve genom den naturliga kvävefixeringen som sker i marken med hjälp av kvävebindande bakterier och som i de flesta fall ligger på i storleksordningen 1–2 kg N/ha, år. Den totala årliga tillförseln av kväve till barrskog i Sverige är dock långt högre och varierar från cirka 1 kg N/ha, år längst i norr till i storleksordningen 20–25 kg N/ha, år längst i sydväst (Fredricsson m.fl., 2021; Pihl Karlsson, m.fl., 2021). Kvävenedfallet till ekosystemen i Sverige har således till överväldigande del ett antropogent ursprung. En för stor tillgång på kväve kan leda till att kväve lagras upp i ekosystemen och kan i slutändan leda till övergödning och försurning (Tamm, 1991; Sutton m.fl., 2011).

Som nämnts i bakgrunden förekommer kväve i mossor huvudsakligen i reducerad form, vilket ibland kallas för Kjeldahl-kväve (Kjeldahl-N). Kjeldahl-N inkluderar alla former av reducerat kväve, till exempel ammonium (NH_4) och organiskt kväve.

Utsläpp och spridning

De kväveutsläpp till luft som orsakar nedfall kommer främst från olika typer av förbränning inom vägtrafik, arbetsmaskiner och energiproduktion när det gäller kväveoxid, och från jordbruk främst när det gäller ammoniak. En mycket stor del av det kväve som faller ned över Sverige kommer som långväga transporterade luftföroreningar från andra länder.

Det totala nedfallet av kväve till ekosystemen i Sverige varierar avsevärt mellan olika år. Detta beror på den storskaliga meteorologin som bestämmer hur förorenade luftmassorna rör sig, från de viktigaste utsläppskällorna till olika delar av Sverige. De viktigaste utsläppskällorna som påverkar kvävenedfallet över Sverige utgörs av utsläpp av kväveoxider från fartyg på Östersjön och Nordsjön och från Storbritannien, Tyskland och Polen, samt vad gäller reducerat kväve av utsläpp från Sverige självt, samt från Danmark, Tyskland och Polen (EMEP, 2020).

Under de fem senaste åren har det årliga totala kvävenedfallet av oorganiskt kväve till barrskog varierat från cirka 1 kilo N per hektar i norra Sverige till nästan 25 kg per hektar i de sydvästligaste delarna av landet (Fredricsson m.fl., 2021; Pihl Karlsson, m.fl., 2021).

Miljö- och hälsoeffekter

På många håll i världen, i Europa samt i Sverige är ett för stort kvävenedfall ett betydande problem (Sutton m.fl., 2011). Övergödning av marken i form av ett överskott av kväve kan leda till en förändrad markvegetation. Det kväve som inte tas upp av skogsekosystemen, och som uppmäts som förhöjda halter av främst nitratkväve i markvattnet, kan transporteras vidare och bidra till förhöjda nitrathalter i grundvattnet och därmed försämrad dricksvattenkvalitet, och kan leda till övergödning av ytvatten samt även till försurning. I Sveriges skogar tas vanligtvis nästan allt oorganiskt kväve upp av träd, övrig vegetation och mikroorganismer, med mycket låg utlakning från rotzonen som följd (Tamm, 1991). Dock överskrider de kritiska belastnings-gränserna som finns

för kväve årligen i stora delar av Sverige, främst i södra men även i mellersta delarna (Pihl Karlsson, m.fl., 2021). I sydvästligaste Sverige, framför allt i Skåne och Halland, har även kraftigt förhöjda halter av nitratkväve uppmätts i markvattnet på ett flertal mätplatser genom åren (Akselsson m.fl., 2010). Även i andra delar av landet finns exempel på förhöjda halter inom Krondropps nätet, men då oftast efter störningar som avverkning, storm eller insektsangrepp (Hellsten m.fl., 2015; Karlsson m.fl., 2018).

Flera studier, framför allt i Finland, har visat att mossor påverkas vid en ökad tillgång på kväve. I ett experiment visades att en tillförsel på 25 kg N/ha, år under fyra år medförde att arterna *Pleurozium schreberi* and *Dicranum polysetum* minskade med respektive 59 och 47 procent, medan de kvävegynnade arterna *Brachytecium* and *Plagiothecium* ökade (Mäkipää 1995, 1998). Den biologiska kvävefixeringen hos *Hylocomium splendens* påverkades av ett ökat kvävenedfall, även i nivåer mindre än 5 kg N/ha, år (Salemaa m.fl., 2019, 2020). Sammanfattningsvis är mossornas växtsamhällen känsliga för påverkan från kvävenedfall, även vid låga nivåer.

Husmossa kan ta upp en del kväve från mark men det mesta tas upp från deponerat kväve (Rousk m.fl., 2013). En studie som tittade på sambandet mellan deposition av kväve och kvävehalter i mossor fann ett starkt linjärt samband, med relativt låg spridning, då nedfallet av kväve låg mellan 0 – 20 kg N/ha, år (Pihl Karlsson, m.fl. 2017). Inget samband mellan nederbördsmängd och kvävehalt i mossor observerades. Harmens, m.fl. (2011; 2014) undersökte också detta samband och fann att sambandet var asymptotiskt och att det förelåg en mättnads-halt av kväve i mossor vid en kvävedeposition på cirka 15 kg/ha, år. Husmossa fixerar kväve något bättre än väggmossa och tillsammans uppskattades mossarterna fixera 1-2 kg kväve/ha, år i norra Sverige där den uppskattade depositionen av kväve är runt 2 kg kväve/ha, år (Gundale m.fl., 2011; Lagerström m.fl., 2007).

Riktvärden och reglering

Totalt nedfall av kväve till barrskog utgör en indikator som används inom miljö kvalitetsmålet *Ingen Övergödning* som Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för (<https://www.sverigesmiljomal.se/>).

Den kritiska belastningen för nedfall av kväve till svenska ekosystem som tillämpas i Sverige är för närvarande:

- lövskog – 10 kg N/ha, år.
- barrskog och myrmark – 5 kg N/ha, år.
- fjällvegetation – 3 kg N/ha, år.

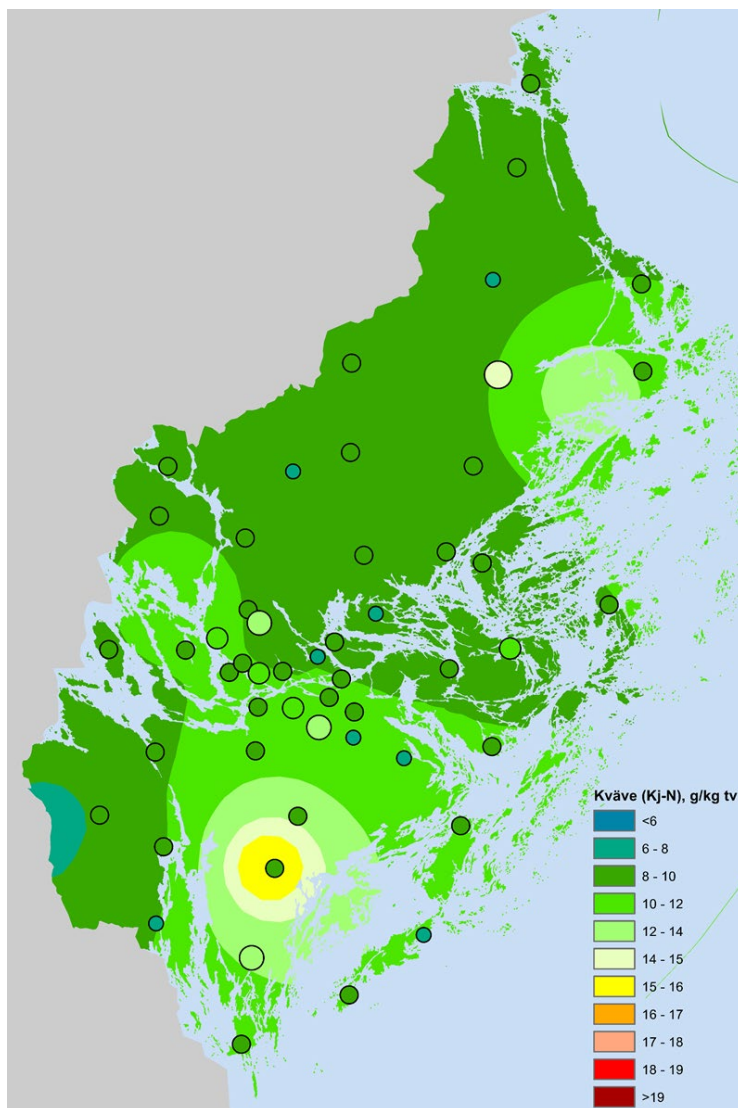
Bakgrundshalter

Oxiderat kväve kan till viss del transporteras mycket långt i atmosfären, runt hela norra halvklotet. Reducerat kväve i form av ammoniak, NH_3 , som förekommer i gasform, har dock en mycket hög depositions hastighet och transporteras därför inte långt. Om ammoniak omvandlas till ammonium (NH_4) går det över till formen av aerosoler som kan transporteras långt. Andelen av kvävenedfallet över Sverige som beror av utsläppskällor utanför Europa, det vill säga den hemisfäriska bakgrundnivån, är osäker men den är sannolikt relativt liten.

Som nämnts ovan, tillförs ekosystemen kväve genom den naturliga kvävefixeringen som i de flesta fall ligger på i storleksordningen 1–2 kg N/ha, år.

4.16.1 2020

I Figur 86 visas halterna av Kjeldahl-N i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Kartan baseras på resultat från både den nationella undersökningen och förtätningsundersökningen. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad och baseras på bakgrundsprover från den nationella undersökningen. I större delen av länet var belastningen av kväve låg (<10 g/kg torrsvikt). Dock var halterna i vissa delar av länet, främst i länets sydöstra del högre; upp till 15–16 g/kg torrsvikt; i vissa områden. Kvävehalterna i förtätningsundersökningen var vid en del provplatser lägre och vid en del på en liknande nivå eller högre jämfört med halterna från bakgrundsundersökningen. I länet samlades 2020 11 mossprover in med halter över 10 g/kg torrsvikt varav fyra på eller över 14 g/kg torrsvikt. Den högsta kvävehalten i mossa, 16 mg/kg torrsvikt, samlades in vid Nynäshamn i den nationella bakgrundsundersökningen. Därefter följde ett mossprov insamlat vid den perifera provpunkten AB-8 i Norrtälje kommun. De två sista proverna med en halt vardera på 14 g/kg torrsvikt samlades in vid de centrala provpunkterna Akalla och Högdalstoppen i Stockholms stad. I den nationella mossundersökningen samlades mossprovet med den högsta halten (20 g/kg torrsvikt) in i Skåne län. I Mellansverige och sydöstra Sverige var de högsta kvävehalterna i mossan 16 mg/kg torrsvikt respektive 17 mg/kg torrsvikt.

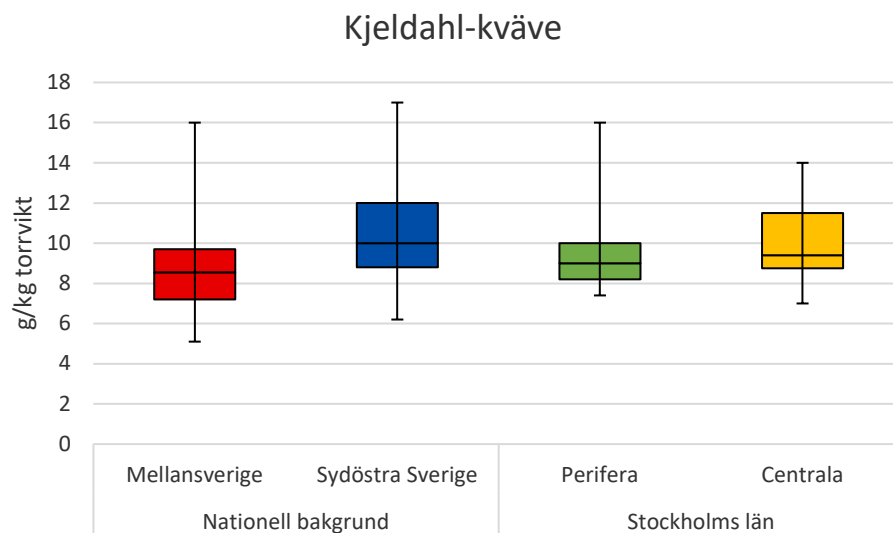


Figur 86. Kjeldahl-kvävehalter i mossprover insamlade 2020 i Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna.

I Figur 87 visas halter av Kjeldahl-kväve i mossproverna från 2020 uppdelat i centrala och perifera provpunkter i Stockholms län, samt två områden, Mellansverige och sydöstra Sverige, från den nationella mosstudien i bakgrundsmiljö. Stockholms läns centrala provpunkter hade den näst högsta medianhalten av Kjeldahl-kväve med 9,4 g/kg torrsvikt följt av medianhalten för länets perifera provpunkter med 9,0 g/kg torrsvikt. Medianhalten av Kjeldahl-kväve för Mellansverige var 8,5 g/kg torrsvikt medan medianhalten av Kjeldahl-kväve för Mellansverige var allra högst för sydöstra Sverige med 10 g/kg torrsvikt.

Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna av Kjeldahl-kväve i mossproverna för de olika regionerna ($p < 0,001$).

Medianhalten av Kjeldahl-kväve vid de centrala provpunkterna skilde sig endast åt från Mellansverige. Medianhalten av Kjeldahl-kväve vid de perifera provpunkterna skilde sig däremot åt från både medianhalterna från Mellansverige och från sydöstra Sverige. Dessutom skilde sig medianhalterna av Kjeldahl-kväve åt mellan Mellansverige och sydöstra Sverige. Lägst medianhalter av Kjeldahl-kväve fanns bland mossorna i Mellansverige. (Mann-Whitney U-test).



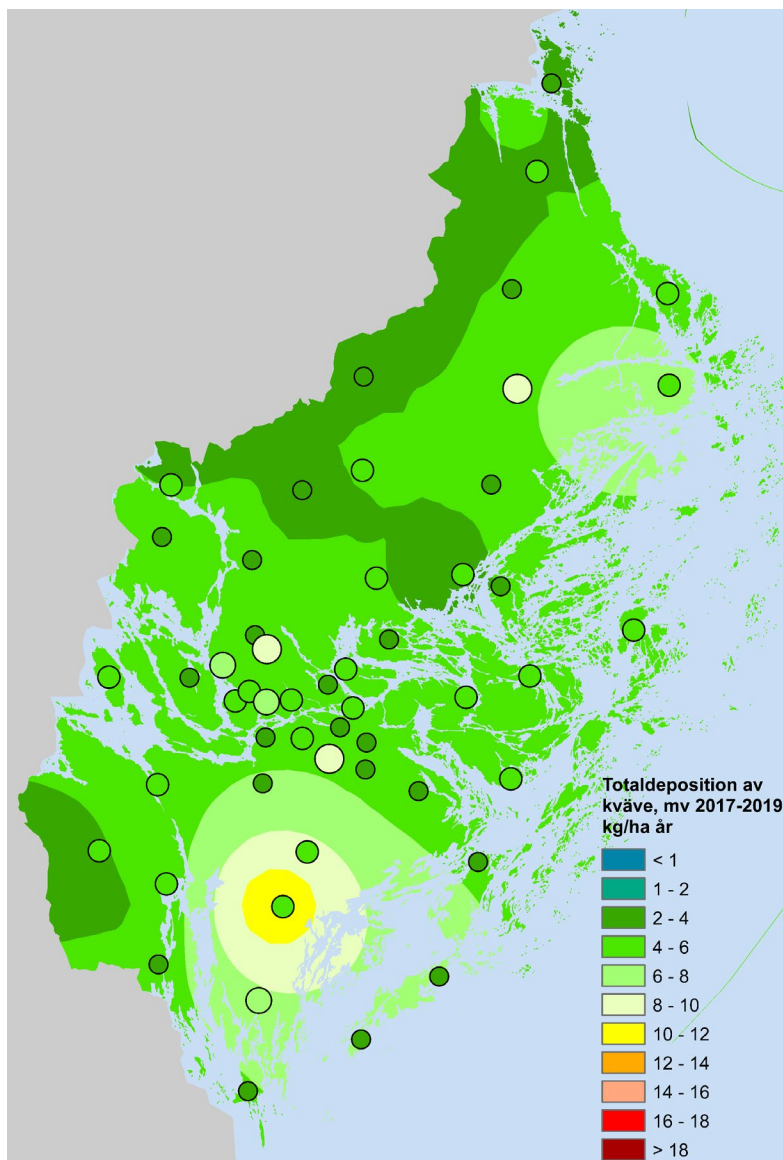
Figur 87. Uppmätta halter av kväve (Kj-N) i mossprover från 2020 från två områden i nationell bakgrund och från Stockholms län. Provpunkterna i Stockholms län är indelade i två områden, centralt och perifert belägna. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet. Kruskal-Wallis test visade att det fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan medianhalterna i mossa för de olika områdena ($p < 0,001$). Sammanställda statistiska resultat visas i Bilaga 1.

För att se om avståndet från Stockholms centrum har ett inflytande på kvävehalterna i mossan genomfördes en statistisk analys av detta där Stockholms centrum representerats av Stockholms slott. Regressionsanalysen visade att halterna av Kjeldahl-kväve i mossproverna inte var statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms slott.

4.16.1.1 Samband mellan kvävedeposition och halter i mossa

Kvävehalten i mossorna är analyserat som Kjeldahl-N, som inkluderar alla former av reducerat kväve. Som redan nämnts ovan innehåller mossorna i huvudsak endast reducerat kväve (reducerat kväve består av ammoniumkväve och organiskt kväve) och därför kan man jämföra halt i mossa med totaldepositionen. I samband med den nationella mosundersökningen togs ett samband fram mellan totalkväve och kvävehalt i mossa som togs fram med regressionsanalys (Danielsson m.fl.,

2021). P-värdet var mindre än 0,001 och korrelationskoefficienten (r^2) var 60,1 procent. Sambandet mellan kvävehalt i mossa och kvävedeposition var tillräckligt starkt och robust för att mossa skall fungera tillfredsställande för att kartlägga det totala kvävenedfallet över olika delar av Sverige baserat på kvävehalt i mossa. I Figur 88 visas en årlig beräknad totaldeposition av oorganiskt kväve Stockholms län som ett medelvärde för perioden 2017 – 2019, utifrån sambandet mellan totalkväve och kvävehalt i mossa som tagits fram i samband med den nationella mossundersökningen 2020. I större delen av bakgrundsmiljön i länet varierade kvävenedfallet mellan fyra och sex kilo kväve per hektar, som ett medelvärde för perioden 2017 och 2019. Det fanns dock områden, främst i sydöstra delen av länet där kvävenedfallet beräknades upp till 11 kilo per hektar. För förtätningsproverna varierade kvävenedfallet i länet mellan knappt 3 kilo och knappt 10 kilo per hektar som ett årligt medelvärde för perioden 2017 och 2019.



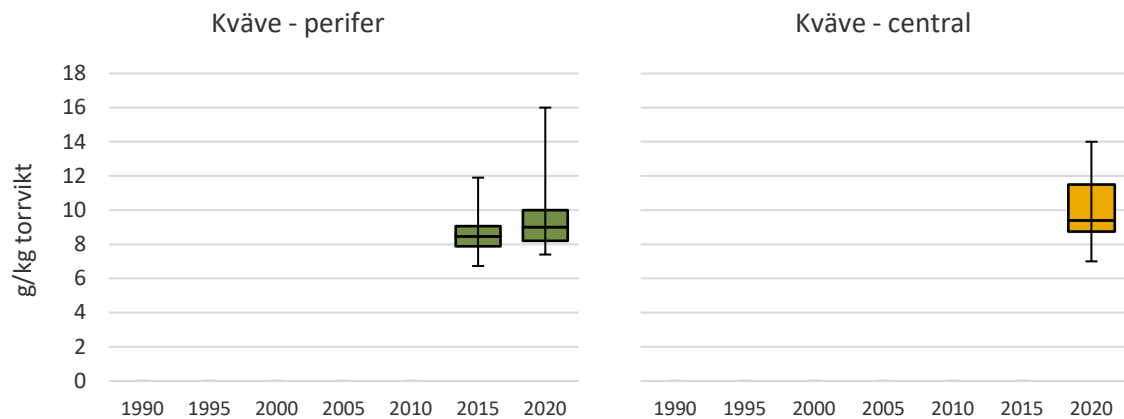
Figur 88. Årlig totaldeposition av kväve, som ett medelvärde (mv) för perioden 2017–2019, beräknad baserat på kvävehalt i mossa. Förtätningsprovernas nedfall visas som punkter på kartan. Bakgrunden i kartan är interpolerad med IDW-teknik och baseras på bakgrundsprover från de nationella undersökningarna

4.16.2 Jämförelse mot tidigare år

I Figur 89 visar halterna av kväve (Kj-N) i mossprover från hela Stockholms län mellan 2015 och 2020. Som nämnts tidigare har provpunkterna i Stockholms län delats upp i två kategorier; centrala och perifera. Under 2015 provtogs inga förtätningsprover i den centrala delen av Stockholms län,

utan det finns endast tre prover i den nationella mossundersökningen från det centrala området, varför dessa ej har inkluderats i figuren.

I figuren syns att för de perifera provpunkterna har medianhalterna av Kjeldahl-kväve ökat något mellan 2015 och 2020. Medianhalterna av Kjeldahl-kväve var något högre för de centrala jämfört med de perifera provpunkterna under 2015.

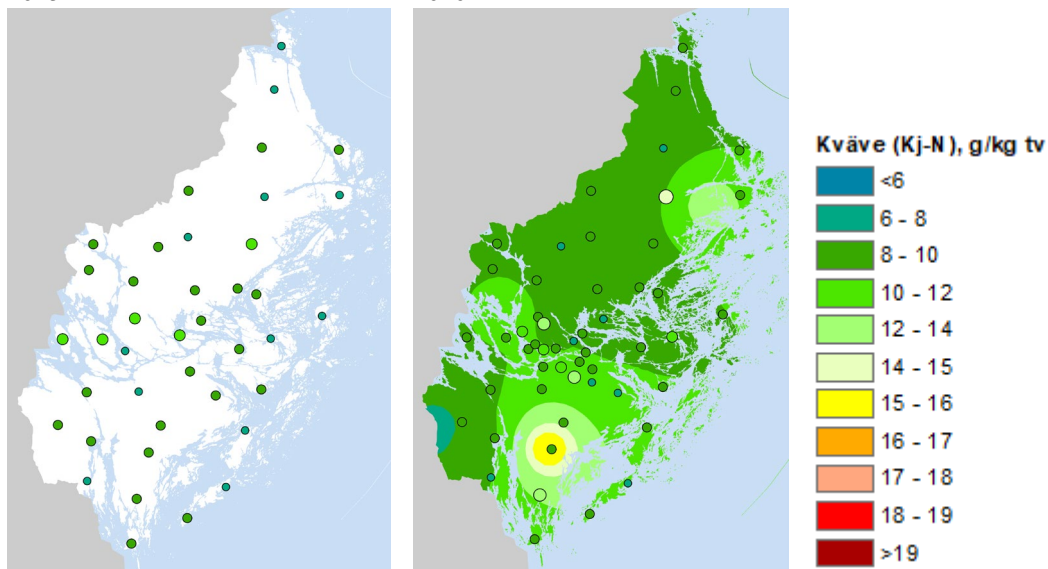


Figur 89. Uppmätta halter av kväve i mossprover i Stockholms län mellan 2015 och 2020. Mossproverna är indelade i två områden, centralt och perifert belägna i länet. "Boxen" visar halten mellan nedre och övre kvartilen, vilket motsvarar 50 % av värdena. Medianen visas med ett streck i boxen. De lodräta strecken som går ut från boxen, visar det lägsta och högsta värdet.

Figur 66 visar kartor med halter av kväve (Kj-N) i mossa mellan 2015 och 2020. I den nationella mossundersökningen analyserades inte kväve 2015 varför endast data från förtätningsundersökningen visas för 2015. I figuren syns ingen tydlig förändring mellan de båda åren av kvävehalter i mossa. Under 2020 fanns förhöjda kvävehalter i bakgrundsmiljön i ett begränsat område i den sydostliga delen av länet.

2015

2020



Figur 90. Kvävehalter i mossprover 2015 - 2020 från Stockholms län. Förtätningsprovernas halter visas som punkter på kartan med bakgrundsprover från de nationella undersökningarnas IDW-interpolerade halter som bakgrund.

4.16.2.1 2020 vs. 2015

I Tabell 16 redovisas medianhalter för kväve i mossa vid Stockholms perifera prover för provtagningsåren 2015 och 2020. Stockholms centrala prover ingick inte i förtättningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av kväve i mossan mellan 2015 och 2020. En statistisk analys har gjorts med Mann-Whitney U-test och för Stockholms perifera provpunkter var medianhalterna av kväve signifikant högre 2020 jämfört med 2015.

Tabell 16. Medianhalter (g/kg torrsvikt) av kväve i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05$ = * signifikans; $p < 0,01$ = ** signifikans; $p < 0,001$ = * signifikans.**

Område	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Stockholms län, perifera prover	8,5	9,0	*	Ökning

4.16.2.2 Trendanalys

För att trendanalysen ska fungera korrekt krävs fler än fyra mätomgångar. Detta gjorde även att ingen trendanalys kunnat genomföras för kvävehalterna i mossan då kväve analyserades först 2015.

5 Slutsatser

I Stockholms län har förtätande undersökningar av metallhalterna i mossa genomförts vart 5:e år sedan 1990 medan kvävehalter har analyserats sedan 2015. De 52 mossprover som insamlats i förtättningsundersökningen i Stockholms län 2020 har analyserats med avseende på halter av arsenik (As), bly (Pb), järn (Fe), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), vanadin (V), zink (Zn), aluminium (Al), kobolt (Co), molybden (Mo), antimon (Sb), mangan (Mn) och kväve (N). Under 2020 analyserades även åtta mossprover från Stockholms län i den nationella mossundersökningen. I rapporten har samtliga mätresultat (nationella och förtättningsprover) från de undersökningar som genomförts i Stockholms län sedan 1990 använts. Mossproverna från länet har i rapporten kategoriserats som antingen centrala eller perifera provpunkter.

Resultaten från 2020 års undersökning visar att metoden att använda mossor för att mäta belastning av olika metaller i länet fortsatt har fungerat mycket väl. Då mossor nästan uteslutande tar upp ämnen från luften ger metoden en god bild av atmosfäriskt nedfall. Lokala skillnader kan spåras och ge information om såväl lokala utsläppskällor som långväga transporterade utsläpp.

Resultat från 2020 års mossundersökning i Stockholms län

I större delen av länet var belastningen av bly, kadmium och krom, nickel låg och relativt jämnt fördelad över länet. I norra delen av länet var belastningen av arsenik, koppar och zink, kvicksilver, vanadin, järn, kobolt, molybden, aluminium, antimon, mangan och kväve på en relativt låg nivå medan halterna blev högre ju längre söderut man kommer i länet.

Generellt var även halterna av arsenik, bly, kadmium, krom, nickel, kvicksilver, vanadin i förtättningsundersökningen på en liknande nivå jämfört med halterna i bakgrundsundersökningen. Dock varierade detta något mellan provpunkterna. Ofta var halterna närmast Stockholm stad förhöjda jämfört med halterna på ett större avstånd från Stockholm detta var särskilt tydligt för zink, koppar, järn, kobolt och antimon.

En statistisk analys (Kruskal-Wallis test) genomfördes för att se **om** medianhalterna av respektive metall samt kväve i mossproverna för Stockholms perifera provpunkter skilde sig statistiskt signifikant åt från Stockholms centrala provpunkter samt från Mellansverige, där mossor provtagits i den nationella mossundersökningen 2020. I de fall Kruskal-Wallis test visade att signifikanta skillnader fanns mellan de olika regionerna genomfördes Mann-Whitney U-test för att se **hur** medianhalterna för de olika metallerna och kväve vid Stockholms perifera provpunkter skilde sig från Stockholms centrala provpunkter samt från Mellansverige.

Sammanfattande resultat av den analysen presenteras i Tabell 17 tillsammans med en angivelse på i vilken kommun, provpunkt samt vilken kategori det mossprov som innehöll högst metallhalt plockades.

Tabell 17. Sammanfattande resultat från statistisk analys om och hur metall- och kvävemedianhalterna vid Stockholms perifera provpunkter skilde sig från de centrala provpunkterna och från provpunkterna i Mellansverige. I tabellen visas även i vilken kommun det mossprov som innehöll högst metall- eller kvävehalt insamlades 2020.

Metall	Signifikant skillnad samt nivå på medianhalt i mossa vid Stockholms perifera provpunkter jämfört med		Kommun, provpunkt samt kategori i Stockholms län där högsta metall- eller kvävehalt uppmätts
	Stockholms centrala provpunkter	Mellansverige	
Arsenik	Lägre	Högre	Stockholm - Högdalstoppen - central
Bly	Lägre	Högre	Stockholm - Lövsta - central
Kadmium	Ingen skillnad	Högre	Stockholm - Lövsta - central
Koppar	Lägre	Högre	Södertälje - AB-37 - perifer
Zink	Lägre	Högre	Stockholm - Lövsta - central
Krom	Lägre	Högre	Stockholm - Högdalstoppen - central
Nickel	Lägre	Högre	Stockholm - Högdalstoppen - central
Kvicksilver	Lägre	Högre	Nynäshamn - nationell - perifer
Vanadin	Ingen skillnad	Högre	Stockholm - Högdalstoppen/ Ulvsundaberget - central
Järn	Lägre	Högre	Upplands-Bro - AB-14 - perifer
Kobolt	Lägre	Högre	Nynäshamn - nationell - perifer
Molybden	Lägre	Ingen skillnad	Södertälje - AB-37 - perifer
Aluminium	Lägre	Högre	Vallentuna - AB-18 - perifer
Antimon	Lägre	Högre	Stockholm - Högdalstoppen - central
Mangan	Ingen skillnad	Lägre	Österåker - AB-23 - perifer
Kväve	Ingen skillnad	Högre	Nynäshamn - nationell - perifer

Regressionsanalys mellan metall- och kvävehalter i mossprover och avstånd till Stockholms centrum i 2020 års undersökning

Regressionsanalysen visade att för kadmium, mangan eller kväve fanns inget statistiskt signifikant samband mellan halterna i mossproverna och avstånd till Stockholms centrum.

För arsenik, bly, koppar, krom, kvicksilver, nickel, zink, vanadin, järn, kobolt, molybden, aluminium och antimon fanns för uppmätta metallhalter i mossproverna, ett statistiskt signifikant beroende av avståndet till Stockholms centrum. Särskilt tydligt var detta samband för antimon, krom, järn, nickel och vanadin där determinationskoefficienten (r^2) var hög. Men även kobolt, aluminium och koppar hade en relativt hög determinationskoefficient (r^2). Dock var

determinationskoefficient (r^2) mycket låg för bly och kvicksilver vilket ökar osäkerheterna i analysen för dessa metaller.

Sambandet mellan metallhalterna i mossproverna och provpunkternas avstånd från Stockholms centrum tyder på att för dessa metaller fanns en påverkan av emissioner från centrala Stockholm på flera mils avstånd från Stockholms centrum.

Samband kvävehalt i mossa med kvävedeposition

Det fanns ett starkt statistiskt samband mellan halter av kväve i mossa och den beräknade totala depositionen av kväve till barrskog baserat på mätningar vilket togs fram i samband med den nationella mossundersökningen.

I de största delarna av bakgrundsmiljön i länet varierade kvävenedfallet mellan 4 och 6 kilo per hektar, som ett medelvärde för perioden 2017 och 2019. Det fanns dock områden med lägre nedfall och speciellt ett område i sydöstra delen av länet med ett betydligt högre nedfall upp mot 11 kilo per hektar. För förtätningsproverna varierade kvävenedfallet i länet mellan cirka 3 och 10 kilo per hektar som ett årligt medelvärde för perioden 2017 och 2019.

Jämförelser mot tidigare år

Jämförelser av olika metaller och kväves medianhalter mellan 2020 och 2015 års mossundersökningar

Skillnader i medianhalter för olika metaller och kväve i mossa för Stockholms perifera prover, för åren 2015 och 2020 visas i Tabell 18. Stockholms centrala prover ingick inte i förtätningsstudien 2015 varför dessa prover inte ingår i analysen av skillnader mellan medianhalterna av olika ämnen i mossan mellan 2015 och 2020. Ingen analys om skillnader mellan medianhalterna av antimon i mossan mellan 2015 och 2020 har kunnat genomföras då antimon inte analyserades 2015. Den statistiska analysen har gjorts med Mann-Whitney U-test.

Tabell 18. Medianhalter (mg/kg torrsvikt för metaller g/kg torrsvikt för kväve) av olika metaller och kväve i mossa från perifera provpunkter i Stockholms län. Statistisk analys med Mann-Whitney U-test. Signifikans anges i tre olika nivåer; $p < 0,05 = *$ signifikans; $p < 0,01 = **$ signifikans; $p < 0,001 = *$ signifikans.**

Ämne	2015	2020	Mann-Whitney U-test	2015 till 2020
Arsenik	0,080	0,14	***	Ökning
Bly	1,2	1,6	***	Ökning
Kadmium	0,13	0,16	**	Ökning
Koppar	4,5	4,4	Ej signifikant	-
Zink	35	44	***	Ökning
Krom	0,34	0,68	***	Ökning
Nickel	0,46	0,70	***	Ökning
Kvicksilver	0,033	0,046	***	Ökning
Vanadin	0,60	0,98	***	Ökning
Järn	170	310	***	Ökning
Kobolt	0,13	0,22	***	Ökning
Molybden	0,14	0,17	**	Ökning
Aluminium	150	285	***	Ökning
Mangan	305	360	*	Ökning
Kväve (Kj-N)	8,5	9,0	*	Ökning

Resultat från trendanalys för perioderna 1990–2020, 1995–2020 samt 2000–2020

För att trendanalysen, med Mann-Kendal, ska fungera korrekt krävs mer än fyra mätomgångar, vilket medförde att ingen trendanalys för de senaste 20 åren kunde göras för Stockholms centrala provpunkter då dessa punkter inte provtogs 2015. Ingen trendanalys har heller kunnat genomföras för medianhalterna av aluminium, kobolt, molybden, antimon eller mangan i mossan då dessa ämnen började analyseras först 2010. Inte heller kunde en trendanalys göras för kväve då första året kväve analyserades var 2015. Nedan visas resultaten från trendanalysen med Mann-Kendal för de perioder och de ämnen där den kunde genomföras.

1990–2020

- Under de senaste 30 åren (1990–2020) visade trendanalysen att medianhalten i mossor för Stockholms läns **perifera** provpunkter har minskat signifikant för bly, kadmium, koppar, nickel och vanadin. Mest minskade medianhalterna i mossor för Stockholms läns perifera provpunkter för bly (-96%) följt av vanadin (-92 %), nickel (-72 %), kadmium (-51 %) och koppar (-17 %). Ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för krom, järn och zink under samma period.
- Under de senaste 30 åren (1990–2020) visade trendanalysen att medianhalten i mossor för Stockholms läns **centrala** provpunkter har minskat signifikant för bly med 95 %. Ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för kadmium, koppar, nickel, vanadin, krom och zink under samma period.

1995–2020

- Under de senaste 25 åren (1995–2020) visade trendanalysen för Stockholms läns **perifera** provpunkter att ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för arsenik eller kvicksilver under den senaste 25-årsperioden.
- Under de senaste 25 åren (1995–2020) visade trendanalysen för Stockholms läns **centrala** provpunkter att ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för kvicksilver eller järn under samma period.

2000–2020

- Under de senaste 20 åren (2000–2020) visade trendanalysen för Stockholms läns **perifera** provpunkter att ingen statistiskt signifikant skillnad av medianhalten i mossor erhöles för bly, kadmium, koppar, nickel, kvicksilver, vanadin, järn, krom och zink under den senaste 20-årsperioden.

Referenser

- Akselsson, C., Belyazid, S., Hellsten, S., Klarqvist, M., Pihl-Karlsson, G., Karlsson, P.E., Lundin, L., 2010. Assessing the risk of N leaching from Swedish forest soils across a steep N deposition gradient in Sweden. *Environmental Pollution* 158: 3588–3595.
- AMAP (2011). AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv + 193 pp.
- AFS (2018). Hygieniska gränsvärden - Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden. AFS 2018:1.
<https://www.av.se/globalassets/filer/publikationer/foreskrifter/hygieniska-gransvardena-afs-2018-1.pdf>
- Arbets- och miljömedicin, 2021. Akademiska sjukhuset, Uppsala, www.ammuppsala.se, 2021-04-15
- ArcMap 10.3.1 for Desktop.
- Berg, T., Steinnes, E. (1997). Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values. *Environmental Pollution*, 98(1), 61-71.
- Berg, T., Hjellbrekke, A., Rühling, Å., Steinnes, E., Kubin, E., Larsen, M. M., & Piispanen, J. (2003). Absolute deposition maps of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. *Tema Nord* 2003:505, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Berglund, Å. M., Klaminder, J., & Nyholm, N. E. I. (2008). Effects of reduced lead deposition on pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) nestlings: tracing exposure routes using stable lead isotopes. *Environmental science & technology*, 43(1), 208-213.
- Berglund, Å. M., Ingvarsson, P. K., Danielsson, H., & Nyholm, N. E. I. (2010). Lead exposure and biological effects in pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) before and after the closure of a lead mine in northern Sweden. *Environmental Pollution*, 158(5), 1368-1375.
- Boquete, M. T., Fernández, J. A., Aboal, J. R., & Carballeira, A. (2011). Are terrestrial mosses good biomonitors of atmospheric deposition of Mn? *Atmospheric environment*, 45(16), 2704-2710.
- Bradl, H. (Ed.). (2005). *Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation* (Vol. 6). Academic Press.
- Buse, A., Norris, D., Harmens, H., Büker, P., Ashenden, T., & Mills, G. (2003). *Heavy metals in European mosses: 2000/2001 survey*. UNECE ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK.
- CEIP (2021) <https://www.ceip.at/webdab-emission-database/reported-emissiondata>, 2021-08-04.
- Chauhan, G., de Klerk, A. (2020). Extraction of Vanadium and Nickel from Diluted Bitumen and Partially Deasphalted Oil Using Ionic Liquids. *Energy Fuels* 2020, 34, 9, 10849–10857.
- Cullen, W. R., & Reimer, K. J. (1989). Arsenic speciation in the environment. *Chemical reviews*, 89(4), 713-764.
- Danielsson, H & Pihl Karlsson, G. (2016). *Metaller i mossa 2015*. IVL Rapport C 204.
- Danielsson, H., Nerentorp, M. & Pihl Karlsson, G. 2021. *Metaller och kväve i mossa, 2020*. Nationell undersökning i bakgrundsmiljö. IVL Rapport C614.

- Eisler, R. (1988). Lead Hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Biological Report 85. Laurel, Maryland: US Fish and Wildlife Service.
- EMEP, 2020. Transboundary air pollution by sulphur, nitrogen, ozone and particulate matter in 2018. Sweden. MSC-W Data Note 1/2020. ISSN 1890-0003.
- EPA 351.2. Method 351.2, Revision 2.0: Determination of Total Kjeldahl Nitrogen by Semi-Automated Colorimetry. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/method_351-2_1993.pdf
- Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20141120&from=EN>
- Europaparlamentets och Rådets direktiv 2006/118/EG av den 12 december 2006 om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring. <https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006L0118&from=SL>
- Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/50/EG av den 21 maj 2008 om luftkvalitet och renare luft i Europa. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=SV>
- Europaparlamentets och Rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010L0075-20110106&from=SV>
- European Environment Agency. (2020). European Union emission inventory report 1990-2018 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). EEA Report No 05/2020, ISSN 1977-8449.
- Fredricsson, M., Danielsson, H., Hansson, K., Phil Karlsson, G., Nerentorp, M., Potter, A., Hanssen, H.C., Areskoug, H., Tunved, P., Mellqvist, J., Lindström, B., Nanos, T., Andersson, S., Carlund, T., Leung, W. (2021). Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. 2019. IVL Rapport C 584.
- Frontasyeva, M., Harmens, H., Uzhinskiy, A., Chaligava, O. and participants of the moss survey. ICP Vegetation. (2020). Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond. <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/sites/default/files/REPORT-Frontasyeva.pdf>
- Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998944-om-forbud-mm-i-vissa-fall_sfs-1998-944
- Gundale, M., Deluca, T. & Nordin, A. 2011. Bryophytes attenuate anthropogenic nitrogen inputs in boreal forests. *Global Change Biology* 17, 2743–2753.
- Gustafsson, J.P. (2019). Vanadium geochemistry in the biogeosphere –speciation, solid-solution interactions, and ecotoxicity. *Applied Geochemistry* 102; 1-25. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.12.027>
- Harmens, H., & Norris, D., the participants of the moss survey (2008) Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990–2005). Survey data is from the centre for Ecology & Hydrology, United Kingdom, 41.
- Harmens, H., Norris, D.A., Cooper, D.M., Mills, G., Steinnes, E., Kubin, E., Thöni, L., Aboal, J.R., Alber, R., Carballeira, A., Cos, M., De Temmerman, L., Frolova, M., González-Miqueo, L., Jeran, Z., Leblond, S., Liivm, S., Mankovská, B., Pesch, R., Poikolainen, J., Rühling, Å. &

- Santamaria, J.M., Simonè, P., Schröder, W., Suchara, I., Yurukova, L. & Zechmeister, H.G. (2011). Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Environmental Pollution* 159, 2852-2860.
- Harmens, H., Schnyder, E., Thöni, L., Cooper, D.M., Mills, G., Leblond, S., Mohr, K., Poikolainen, J. & Santamaria, J.M., Skudnik, M., Zechmeister, H.G., Lindroos, A.-J. & Hanus-İllnar, A. (2014). Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and measured wet bulk atmospheric nitrogen deposition across Europe. *Environmental Pollution* 194, 50-59.
- Hellsten, S., Stadmark, J., Pihl Karlsson, G., Karlsson, P.E., Akselsson, C., 2015. Increased concentrations of nitrate in forest soil water after windthrow in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*. 356, 234-242.
- Hulskotte, J. H. J., van der Gon, H. D., Visschedijk, A. J. H., & Schaap, M. (2007). Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. *Water science and technology*, 56(1), 223-231.
- ICP Vegetation. (2020).
<https://icpvegetation.ceh.ac.uk/sites/default/files/ICP%20Vegetation%20moss%20monitoring%20manual%202020.pdf>
- International Chromium Development Association, (2007). Health Safety and Environment Guidelines for Chromium. Revision 4 - January 2007.
- Johansson, C., Norman, M., & Burman, L. (2009). Road traffic emission factors for heavy metals. *Atmospheric Environment*, 43(31), 4681-4688.
- Järup, L., Berglund, M., Elinder, C. G., Nordberg, G., & Vanter, M. (1998). Health effects of cadmium exposure—a review of the literature and a risk estimate. *Scandinavian journal of work, environment & health*, 1-51.
- Jönsson, B. (2018). Kviksilveranläggningen stängd.
(https://www.processnet.se/article/view/602142/kviksilveranlaggningen_stangd)
- Karlsson, P.E., Pihl Karlsson, G., Hellsten, S. & Akselsson, C. (2018). Utveckling av en indikator för totalt nedfall av kväve till barrskog inom miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning. IVL Rapport C286.
- Kemakta Konsult AB (2016). Datablad för kadmium. Naturvårdsverket. Kemakta Konsult AB – Institutionen för Miljömedicin (<https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/kadmium.pdf>)
- Kemikalieinspektionen. (2013). Kunnig och behörig användning av biocider – systemet och dess utvecklingsbehov. www.kemikalieinspektionen.se. ISSN: 0284 -1185.
- Kemikalieinspektionen. (2021).
- Kindbom, K., Svensson, A., Sjöberg, K., Pihl Karlsson, G. (2001). Trends in monitoring air concentration and deposition at background monitoring sites i Sweden – major inorganic compounds, heavy metals and ozone. IVL Rapport B 1429.
- Kommissionens direktiv 2004/96/EG (Nickeldirektivet). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32004L0096&from=HR>
- Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=ES>

- Kommissionens förordning (EU) 2015/1006 av den 25 juni 2015 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för oorganisk arsenik i livsmedel. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015R1006&from=LT>
- Lagerström, A., Nilsson, M.-C., Zackrisson, O. & Wardle, D.A. 2007. Ecosystem input of nitrogen through biological fixation in feather mosses during ecosystem retrogression. *Functional Ecology* 21, 1027–1033
- Lew, K (2009). Understanding the elements of the periodic table – Mercury. The Rosen publishing group, Inc)
- Lindberg, A-L. (2007). Factors influencing the metabolism of inorganic arsenic in human. Karolinska Institutet. Institute of environmental medicine. Tillgänglig på internet: <http://publications.ki.se/jspui/bitstream/10616/3914/1/1/thesis.pdf> (2012-03-28).
- Livsmedelsverket (2021), www.livsmedelsverket.se (2021-04-15).
- Luftkvalitetsförordning (2010:477). SFS 2010:477. Miljödepartementet. Sveriges Riksdag. (https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/luftkvalitetsforordning-2010477_sfs-2010-477)
- Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 245-259.
- Mattisson, K., Tekavec, E., Lundh, T., Olsson, A., Stroh, E. (2018) Miljömedicinsk hälsoövervakning av barn i områden med förorenad mark från glasbruk- Lessebo kommun. Rapport nr 19/2018. Avdelningen för Arbets- och miljömedicin Syd – Lunds Universitet. Nationell miljöövervakning på uppdrag av Naturvårdsverket.
- Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, 2021. <https://rib.msb.se/>
- Mäkipää, R. (1995). Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *Forest Ecology and Management*, pp. 217–226.
- Mäkipää, R. (1998). Sensitivity of understorey vegetation to nitrogen and sulphur deposition in a spruce stand. *Ecological Engineering*, pp. 87–95.
- Naturvårdsverkets luftdatabas, www.smhi.se
- Naturvårdsverket (2020). (<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/>)
- Nationalencyklopedin. (2021). (<https://www.ne.se>)
- Nriagu, J. O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338(6210), 47-49.
- Nyholm, N.E.I. (1981). Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. *Environmental Research*. Volume 26, Issue 2, December 1981, Pages 363-371.
- Pakkanen, T.A., Loukkola, K., Korhonen C.H., Aurela, M., Mäkelä, T., Hillamo, R.E., Aarnio, P., Koskentalo, T., Koussa, A., Maenhut, W. (2001). Sources and chemical composition of atmospheric fine and coarse particles in the Helsinki area. *Atmospheric Environment* 35, 5381-5391.
- Peralta-Videa, J. R., Lopez, M. L., Narayan, M., Saupe, G., & Gardea-Torresdey, J. (2009). The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *The international journal of biochemistry & cell biology*, 41(8), 1665-1677.

- Pihl Karlsson, G., Danielsson, H., Karlsson, P-E., Wängberg, I. (2017). Samband mellan halter i mossa och deposition av metaller, kväve och svavel. På uppdrag av Naturvårdsverket. IVL Rapport Nr C 231. ISBN 978-91-88319-47-0.
- Pihl Karlsson, G., Akselsson, C., Hellsten, S. & Karlsson, P-E. (2021). Försurning och övergödning i det svenska skogslandskapet. IVL Rapport Nr C 607.
- Ross, H. B. (1990). On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 50(1-2), 63-76.
- Rousk, K., Rousk, J., Jones, D.L., Zackrisson, O. & DeLuca, T.H. (2013). Feather moss nitrogen acquisition across natural fertility gradients in boreal forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 61, 86–95.
- Rühling, Å., Skärby, L. (1979). Landsomfattande kartering av regionala tungmetallkoncentrationer i mossa. National survey of regional heavy metal concentrations in moss. Statens Naturvårdsverk PM 1191: 1-28.
- Rühling, A., & Tyler, G. (1968). An ecological approach to lead problem. *Botaniska Notiser*, 121(3), 21.
- Rühling, Å. (Ed.). (1994). Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe:—estimation based on moss analysis. *NORD 1994:9*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Rühling, Å., & Steinnes, E. (Eds.). (1998). Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. *NORD 1998:15*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen
- Rådets direktiv 86/278/EE av den 12 juni 1986 om skyddet för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. (Slamdirektivet). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:31986L0278&from=SV>
- Rådets direktiv 98/83/EG av den 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten. (Dricksvallendirektivet). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=BG>
- Salemaa, M., Kieloaho, A.-J., Lindroos, A.-J., Merilä, P., Poikolainen, J., & Manninen, S. (2020). Forest mosses sensitively indicate nitrogen deposition in boreal background areas. *Environmental Pollution*, 261, 114054.
- Salemaa, M., Lindroos, A.-J., Merilä, P., Mäkipää, R., & Smolander, A. (2019). N₂ fixation associated with the bryophyte layer is suppressed by low levels of nitrogen deposition in boreal forests. *Science of The Total Environment*, 653, 995–1004.
- Selinus, O. (2010). *Medicinsk geologi*. (1. uppl.) Lund: Studentlitteratur.
- SFS 1998:944. Svensk författningssamling. Förordning om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. <http://rkrattsdatabasen.se/SFSdoc/98/980944.PDF>
- SS-EN 14902:2005. Utomhusluft - Standardmetod för mätning av Pb, Cd, As och Ni i PM10-fraktionen av svävande partiklar. <https://www.sis.se/produkter/miljo-och-halsoskyddsakerhet/luftkvalitet/omgivningsluft/ssen149022005/>
- SS-EN ISO 17294-2:2016. Vattenundersökningar - Bestämning med induktivt kopplad plasma och masspektrometri (ICP-MS) - Del 2: Bestämning av ett antal utvalda grundelement och isotoper av uran (ISO 17294-2:2016) <https://www.sis.se/produkter/miljo-och-halsoskyddsakerhet/vattenkvalitet/undersokning-av-vatten-efter-kemiska-substanser/sseniso1729422016/>

- SGU (2020). Vanadin. Sveriges Geologiska Undersökning.
(<https://www.sgu.se/mineralnaring/kritiska-ravaror/vanadin/>)
- SLU (2019). Vanadin – metallen med flera ansikten. Sveriges Lantbruksuniversitet.
(<https://www.slu.se/forskning/kunskapsbank/mark-miljo/vanadin--metallen-med-flera-ansikten/>)
- Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G. (2017). Molybdenum in natural waters: A review of occurrence, distributions and controls. *Applied Geochemistry*, 84: 387-432.
- Steinnes, E. (1995). A critical evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals. *Science of the Total Environment*, 160, 243-249.
- Steinnes, E., Rühling, Å., Lippo, H., & Mäkinen, A. (1997). Reference materials for large-scale metal deposition surveys. *Accreditation and Quality Assurance*, 2(5), 243-249.
- Sternbeck, J., & Carlsson, A. (2004). Långsiktig plan för programområdet utsläpp av Farliga ämnen. SMED rapport.
- Sternbeck, J., Palm, A., Kaj, L. (2002). Antimon i Sverige - användning, spridning och miljöpåverkan. IVL Rapport B1473.
- Stjernström, A. (2008). Miljöriskbedömning av molybden. Utsläpp av molybden från Sandvik AB-effekter på Storsjön. Projektrapport från utbildningen i EKOTOXIKOLOGI Ekotoxikologiska avdelningen, Nr 119. Uppsala Universitet.
- Suchara, I., Maňková, B., Sucharová, J., Florek, M., Godzik, B., Rabnecz, G., Tuba, Z. & Kapusta, P. (2007). Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: Fifty-three elements. *Silva Tarouca Res. Inst. for Landscape and Ornam. Gardening, Průhonice*, 214.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H. & Grizzetti, B. (Editors.) 2011. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press. Online ISBN:9 780 511 976 988.
DOI:<https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988>
- Sveriges miljömål. <https://www.sverigemiljomal.se/>
- SWECO VIAK (2007) Nationwide screening of WFD priority substances. SWECO VIAK Screening Report 2007:1.
- Tamm, C.O., 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological Studies* 81. Springer Verlag, Berlin, Germany.
- Tyler, G. (1971). Moss analysis-a method for surveying heavy metal deposition. In *International Clean Air Congress. Proceedings*.
- UNEP (2013). *Global Mercury Assessment 2013: Sources, Releases and Environmental Transport*.
- Vahter, M. (2013). Arsenik. (Elektronisk). Stockholm: Karolinska institutet. Tillgänglig på internet: <http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?a=5728&d=39033&l=sv> (2013-11-15).
- Wikipedia (2021). www.wikipedia.org. 2021-04-15.
- World Health Organization (WHO). (2007). *Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution*. WHO: Copenhagen, Denmark. ISBN: 978-92-890-7179-6.
- Zayed, A. M., & Terry, N. (2003). Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant and soil*, 249(1), 139-156.



Bilaga I. Data- och statistikredovisning

Tabell I 1. Metallhalter samt kvävehalt (mg/kg torrsvikt) i mossprover från förtätningsundersökningen samt den nationella mossundersökningen i Stockholms län 2020 samt provplatsnummer, kategori, koordinater och kommun.

Provpunkt	Kategori	X	Y	Kommun	As	Pb	Fe	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn	Al	Co	Mo	Sb	Mn	N (Kj-N)
AB-1	Perifer	6568040	1642533	Tyresö	0.11	1.5	310	0.18	4.5	0.56	0.039	0.69	1	43	280	0.23	0.15	0.11	340	8 000
AB-10	Perifer	6630415	1634263	Norrälje	0.12	1.6	280	0.14	3	0.57	0.042	0.55	0.84	33	260	0.14	0.14	0.11	350	8 600
AB-11	Perifer	6613322	1625020	Vallentuna	0.17	1.2	320	0.14	4.7	0.62	0.04	0.5	0.86	38	260	0.22	0.17	0.13	290	7 600
AB-12	Perifer	6616313	1634092	Vallentuna	0.15	1.2	460	0.11	3.6	0.85	0.045	0.78	1.2	43	400	0.22	0.16	0.12	310	9 500
AB-13	Perifer	6614126	1605256	Sigtuna	0.11	1	290	0.16	4.5	0.58	0.042	0.54	0.78	44	260	0.15	0.2	0.13	440	10 000
AB-14	Perifer	6606281	1603910	Upplands-Bro	0.36	3.7	1 200	0.21	9.2	1.5	0.042	1	2.4	63	720	0.42	0.64	0.36	260	8 300
AB-15	Perifer	6585200	1595922	Ekerö	0.1	1.1	250	0.11	4.4	0.56	0.048	0.47	0.67	38	230	0.16	0.19	0.1	420	9 500
AB-16	Perifer	6585111	1608050	Ekerö	0.12	1.2	330	0.15	4.2	0.73	0.042	0.62	0.89	40	280	0.16	0.2	0.14	320	8 100
AB-17	Perifer	6602806	1617472	Upplands Väsby	0.16	1.8	530	0.16	6.1	1.2	0.046	0.7	1.4	56	410	0.37	0.2	0.2	430	8 100
AB-18	Perifer	6600082	1636195	Vallentuna	0.26	2.8	1 100	0.2	5.3	1.6	0.051	0.94	2.8	50	870	0.66	0.21	0.13	350	9 800
AB-19	Perifer	6590857	1638084	Vaxholm	0.21	2.6	530	0.19	4.9	0.91	0.044	0.73	1.5	48	490	0.28	0.2	0.17	310	7 400
AB-2	Perifer	6569883	1656411	Värmdö	0.12	1.2	290	0.17	3.8	0.66	0.045	0.53	0.89	40	240	0.13	0.14	0.11	240	9 300
AB-20	Central	6586385	1631568	Lidingö	0.22	2.2	700	0.15	6	1.6	0.056	1.1	1.9	55	490	0.31	0.36	0.27	510	9 300
AB-21	Central	6581604	1614947	Ekerö	0.17	1.8	530	0.24	5.8	1.1	0.054	0.94	1.5	57	430	0.28	0.28	0.22	440	9 300
AB-22	Perifer	6591505	1617916	Sollentuna	0.14	1.3	490	0.15	5.9	0.99	0.045	0.9	1.3	52	370	0.26	0.25	0.2	330	8 400
AB-23	Perifer	6600625	1649206	Österåker	0.14	1.4	380	0.17	4.1	0.78	0.046	0.72	1.1	45	320	0.21	0.17	0.14	670	9 000
AB-24	Perifer	6598855	1654886	Österåker	0.13	1.6	300	0.12	3.7	0.59	0.041	0.59	0.91	42	270	0.14	0.12	0.12	470	8 200
AB-25	Perifer	6582164	1649682	Värmdö	0.18	1.5	880	0.19	4.5	1.8	0.052	1.1	2.3	57	590	0.36	0.28	0.14	290	8 900
AB-26	Perifer	6585365	1659284	Värmdö	0.14	1.7	310	0.19	4.4	0.65	0.052	0.76	0.99	42	290	0.24	0.15	0.13	650	11 000
AB-27	Perifer	6592261	1674911	Värmdö	0.15	1.3	250	0.16	4.4	0.58	0.046	0.49	0.78	44	230	0.15	0.14	0.11	310	10 000
AB-28	Perifer	6557385	1651483	Haninge	0.13	1.6	250	0.2	3.5	0.52	0.041	0.51	0.86	33	220	0.14	0.14	0.099	230	8 700
AB-29	Perifer	6530678	1633873	Haninge	0.14	1.6	270	0.2	3.8	0.63	0.058	0.58	1	42	280	0.12	0.16	0.11	400	8 200
AB-3	Perifer	6674535	1662533	Norrälje	0.11	1.9	200	0.15	3.2	0.43	0.044	0.45	0.64	39	190	0.096	0.12	0.076	450	8 100
AB-30	Perifer	6522892	1616856	Nynäshamn	0.12	1.1	300	0.14	3.5	0.71	0.037	0.71	1.1	44	340	0.18	0.17	0.089	270	8 500
AB-31	Perifer	6536528	1618475	Nynäshamn	0.13	1.7	290	0.14	3.8	0.71	0.052	0.82	1.1	39	320	0.21	0.17	0.1	270	13 000
AB-32	Perifer	6550660	1622113	Nynäshamn	0.14	1.7	380	0.21	4.2	0.84	0.053	1.2	1.2	53	320	0.34	0.17	0.12	550	9 900
AB-33	Perifer	6558887	1625772	Haninge	0.18	2.1	470	0.18	5.3	0.96	0.048	1.1	1.4	58	380	0.29	0.29	0.16	560	10 000
AB-34	Perifer	6569209	1619078	Huddinge	0.17	1.7	570	0.2	6.8	1.1	0.051	1.1	1.6	62	430	0.29	0.34	0.29	250	8 800
AB-35	Central	6575350	1634688	Nacka	0.14	1.6	490	0.16	5.4	0.98	0.047	1	1.3	44	370	0.27	0.19	0.21	300	8 700



Rapport C 629 – Metaller och kväve i mossor i Stockholms län, 2020 – På uppdrag av Länsstyrelsen Stockholm och Stockholms stad

Forts. Tabell I 1

AB-36	Perifer	6554072	1604583	Södertälje	0.12	2	310	0.18	5.1	0.65	0.045	0.82	0.92	53	260	0.3	0.25	0.13	270	9 400
AB-37	Perifer	6569016	1603249	Södertälje	0.16	1.7	420	0.17	22	0.95	0.063	0.94	1.2	58	340	0.26	1.2	0.18	500	10 000
AB-38	Perifer	6559059	1594476	Nykvarn	0.24	1.6	320	0.14	4.1	0.74	0.056	0.77	0.97	43	280	0.23	0.21	0.12	540	9 300
AB-39	Perifer	6541958	1603388	Södertälje	0.13	1.4	260	0.17	3.8	0.55	0.038	0.61	0.88	52	260	0.14	0.22	0.11	530	8 000
AB-4	Perifer	6661279	1660366	Norrtälje	0.14	1.7	280	0.15	3.8	0.55	0.052	0.6	0.85	46	270	0.17	0.17	0.1	610	10 000
AB-40	Perifer	6540150	1645633	Haninge	0.23	1.6	220	0.18	3.5	0.42	0.043	0.54	0.73	26	200	0.13	0.1	0.091	96	7 800
AB-5	Perifer	6643575	1656576	Norrtälje	0.095	1.3	200	0.094	2.7	0.38	0.038	0.39	0.63	40	170	0.11	0.14	0.073	420	7 400
AB-6	Perifer	6642914	1680028	Norrtälje	0.13	1.8	260	0.23	3.8	0.5	0.043	0.58	0.86	37	230	0.28	0.15	0.096	220	9 100
AB-7	Perifer	6629116	1680246	Norrtälje	0.1	1.2	270	0.14	4.8	0.45	0.038	0.42	0.93	40	260	0.14	0.14	0.076	510	9 100
AB-8	Perifer	6628578	1657400	Norrtälje	0.15	1.7	510	0.12	5.2	0.8	0.071	0.7	1.4	45	440	0.22	0.19	0.096	290	15 000
AB-9	Perifer	6614177	1653471	Norrtälje	0.21	2.3	580	0.14	3.7	0.85	0.045	0.75	1.5	37	520	0.26	0.2	0.1	410	8 700
Akalla	Central	6589400	1619700	Stockholm	0.21	2.1	820	0.11	7.3	1.8	0.067	1.1	2.1	56	560	0.42	0.33	0.32	230	14 000
Djurg./Manilla	Central	6580554	1632646	Stockholm	0.18	2	790	0.12	7.6	1.6	0.057	1.3	1.9	51	530	0.46	0.4	0.28	260	10 000
Fiskartorpet	Central	6584065	1628899	Stockholm	0.23	2	820	0.12	6.6	1.5	0.051	1.1	2	48	600	0.4	0.31	0.28	250	7 000
Flaten	Central	6571295	1634538	Stockholm	0.13	1.6	450	0.17	5.4	0.88	0.039	0.82	1.2	58	320	0.65	0.17	0.17	440	8 000
Grimsta	Central	6583040	1617053	Stockholm	0.17	2.4	630	0.19	6	1.2	0.045	0.78	1.6	56	450	0.32	0.34	0.19	340	9 500
Hammarbyhöjden	Central	6577636	1630718	Stockholm	0.22	3.1	880	0.15	10	2	0.051	1.4	2.3	52	580	0.56	0.47	0.31	200	8 800
Högdalstoppen	Central	6572909	1629100	Stockholm	0.39	7.7	1 100	0.3	21	2.9	0.073	2.8	2.9	87	740	0.66	0.42	0.93	380	14 000
Judarn	Central	6581449	1619636	Stockholm	0.14	2.1	610	0.14	6.6	1.3	0.06	1	1.6	53	410	0.39	0.42	0.25	350	12 000
Lövsta	Central	6586984	1613050	Stockholm	0.21	19	600	0.32	6.5	1.2	0.065	1.1	1.5	100	470	0.45	0.34	0.43	220	12 000
Solberga	Central	6575968	1625026	Stockholm	0.22	2.6	960	0.22	9.1	2	0.085	1.6	2.5	71	650	0.57	0.41	0.43	210	11 000
Sätra	Central	6576112	1619497	Stockholm	0.18	1.7	660	0.15	5.6	1.4	0.052	0.92	1.7	46	500	0.32	0.38	0.23	360	8 700
Ulvsundaberget	Central	6581750	1623379	Stockholm	0.26	3.4	1000	0.17	8.6	2.1	0.066	1.4	2.9	62	710	0.49	0.61	0.42	300	9 400
Data från nationella provpunkter i länet nedan																				
4725	Perifer	6550900	1595899	Södertälje	0.098	1.5	190	0.12	3.4	0.42	0.04	0.67	0.74	41	170	0.15	0.15	0.11	430	8 600
4731	Perifer	6550899	1620899	Nynäshamn	0.33	3.3	950	0.29	11	1.8	0.18	1.9	2.5	65	740	0.99	0.52	0.2	510	16 000
4733	Perifer	6575900	1645899	Värmdö	0.13	1.1	310	0.14	5.2	0.68	0.047	0.86	0.85	52	290	0.2	0.14	0.11	630	10 000
4737	Perifer	6595899	1605900	Upplands-Bro	0.12	0.95	300	0.15	5.6	0.62	0.047	0.62	0.79	50	280	0.17	0.23	0.12	230	11 000
4764	Perifer	6600900	1645899	Österåker	0.14	2	500	0.13	4	0.7	0.042	0.51	1.7	44	400	0.29	0.14	0.14	360	8 200
4766	Perifer	6610900	1625899	Vallentuna	0.15	1.3	330	0.14	4.9	0.68	0.045	0.56	0.94	42	290	0.17	0.2	0.15	390	8 700
4775	Perifer	6625899	1670900	Norrtälje	0.087	1.1	210	0.12	5.1	0.41	0.052	0.57	0.62	35	190	0.14	0.12	0.068	360	13 000
4795	Perifer	6670899	1655900	Norrtälje	0.1	3.1	250	0.14	3.7	0.56	0.059	0.58	0.74	46	240	0.16	0.17	0.077	280	9 000

Tabell I 2. Medianhalter (mg/kg torrsvikt) och sammanfattande resultat av Kruskal-Wallis test.

Parameter	Stockholms län - perifera	Stockholms län - centrala	Mellansverige	Sydöstra Sverige	Kruskal-Wallis test
Arsenik (As)	0.14	0.21	0,091	0,11	p<0,001
Bly (Pb)	1.60	2.10	1,1	1,1	p<0,001
Järn (Fe)	310	700	180	200	p<0,001
Kadmium (Cd)	0.15	0.16	0,12	0,12	p<0,001
Koppar (Cu)	4.40	6.60	3,6	3,7	p<0,001
Krom (Cr)	0.66	1.50	0,49	0,34	p<0,001
Kvicksilver (Hg)	0.05	0.06	0,04	0,041	p<0,001
Nickel (Ni)	0.67	1.10	0,5	0,45	p<0,001
Vanadin (V)	0.94	1.90	0,58	0,58	p<0,001
Zink (Zn)	44.0	56.0	37	34	p<0,001
Aluminium (Al)	280	500	190	195	p<0,001
Kobolt (Co)	0.21	0.42	0,11	0,12	p<0,001
Molybden (Mo)	0.17	0.36	0,17	0,092	p<0,001
Antimon (Sb)	0.12	0.28	0,065	0,075	p<0,001
Mangan (Mn)	360	300	450	420	p<0,01
Kväve (Kj-N)	9 000	9 400	8 600	10 000	p<0,001

Tabell I 3. Resultat av Mann-Whitney U-test syftande till att se hur medianhalterna skiljer sig åt mellan områdena. * =p<0,05, ** = p<0,01, * =p<0,001, ns = ej signifikant.**

Metall	Område	Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Arsenik	Mellansverige				
Arsenik	Sydöstra Sverige	**			
Arsenik	Stockholms län, perifer	***	***		
Arsenik	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Bly	Mellansverige				
Bly	Sydöstra Sverige	ns			
Bly	Stockholms län, perifer	***	***		
Bly	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Kadmium	Mellansverige				
Kadmium	Sydöstra Sverige	ns			
Kadmium	Stockholms län, perifer	***	***		
Kadmium	Stockholms län, central	***	***	ns	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Koppar	Mellansverige				
Koppar	Sydöstra Sverige	ns			
Koppar	Stockholms län, perifer	***	***		
Koppar	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Zink	Mellansverige				
Zink	Sydöstra Sverige	ns			
Zink	Stockholms län, perifer	***	***		
Zink	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Krom	Mellansverige				
Krom	Sydöstra Sverige	***			
Krom	Stockholms län, perifer	***	***		
Krom	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Nickel	Mellansverige				
Nickel	Sydöstra Sverige	**			
Nickel	Stockholms län, perifer	***	***		
Nickel	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Kvicksilver	Mellansverige				
Kvicksilver	Sydöstra Sverige	ns			
Kvicksilver	Stockholms län, perifer	***	**		
Kvicksilver	Stockholms län, central	***	***	***	

Forts Tabell I.3

Metall	Område	Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Vanadin	Mellansverige				
Vanadin	Sydöstra Sverige	ns			
Vanadin	Stockholms län, perifer	***	***		
Vanadin	Stockholms län, central	***	***	ns	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Järn	Mellansverige				
Järn	Sydöstra Sverige	ns			
Järn	Stockholms län, perifer	***	***		
Järn	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Kobolt	Mellansverige				
Kobolt	Sydöstra Sverige	ns			
Kobolt	Stockholms län, perifer	***	***		
Kobolt	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Molybden	Mellansverige				
Molybden	Sydöstra Sverige	***			
Molybden	Stockholms län, perifer	ns	***		
Molybden	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Aluminium	Mellansverige				
Aluminium	Sydöstra Sverige	ns			
Aluminium	Stockholms län, perifer	***	***		
Aluminium	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Antimon	Mellansverige				
Antimon	Sydöstra Sverige	*			
Antimon	Stockholms län, perifer	***	***		
Antimon	Stockholms län, central	***	***	***	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Mangan	Mellansverige				
Mangan	Sydöstra Sverige	ns			
Mangan	Stockholms län, perifer	*	ns		
Mangan	Stockholms län, central	**	*	ns	
		Mellansverige	Sydöstra Sverige	Stockholms län, perifer	Stockholms län, central
Kväve	Mellansverige				
Kväve	Sydöstra Sverige	***			
Kväve	Stockholms län, perifer	**	**		
Kväve	Stockholms län, central	**	ns	ns	

Tabell I 4. Trendanalys för årliga medianvärden för perioden 1990/1995 – 2020 med Mann-Kendall för samtliga metaller samt områden, Stockholms läns centrala och perifera områden, Mellansverige och sydöstra Sverige. Startår, slutår, antal år (n), förklaringsgrad (p-värde), signifikansnivå (*, **, *), minvärde, medianvärde, maxvärde (mg/kg torrsvikt) samt total procentuell förändring över hela perioden (baserat på medelnormaliserad trendlinje).**

Område	Metall	Start	Slut	n	p	*, **, ***	Max	Min	Median	Förändring, %
Stockholms län - perifer	Arsenik	1995	2020	5	0.8065		0.22	0.08	0.14	-25
Stockholms län - central	Arsenik	1995	2020	4	1.0000		0.25	0.09	0.19	0
Mellansverige	Arsenik	1995	2020	5	0.4624		0.16	0.07	0.09	-40
Sydöstra Sverige	Arsenik	1995	2020	5	0.4624		0.18	0.08	0.11	-47
Stockholms län - perifer	Bly	1990	2020	7	0.0163	*	10.23	1.20	2.27	-96
Stockholms län - central	Bly	1990	2020	6	0.0242	*	10.06	2.10	4.71	-95
Mellansverige	Bly	1990	2020	7	0.0027	**	13.04	1.10	2.10	-92
Sydöstra Sverige	Bly	1990	2020	7	0.0027	**	12.06	1.10	2.83	-92
Stockholms län - perifer	Järn	1990	2020	7	0.3675		447	153	228	-41
Stockholms län - central	Järn	1995	2020	5	1.0000		741	237	414	27
Mellansverige	Järn	1990	2020	7	0.3675		331	106	157	-45
Sydöstra Sverige	Järn	1990	2020	7	0.2296		312	119	170	-43
Stockholms län - perifer	Kadmium	1990	2020	7	0.0163	*	0.28	0.13	0.17	-51
Stockholms län - central	Kadmium	1990	2020	6	0.3389		0.23	0.13	0.19	-29
Mellansverige	Kadmium	1990	2020	7	0.0098	**	0.24	0.12	0.14	-55
Sydöstra Sverige	Kadmium	1990	2020	7	0.0027	**	0.28	0.12	0.18	-56
Stockholms län - perifer	Koppar	1990	2020	7	0.0227	*	5.56	4.40	4.52	-17
Stockholms län - central	Koppar	1990	2020	6	1.0000		8.41	6.54	7.43	-7
Mellansverige	Koppar	1990	2020	7	0.2296		5.56	3.42	3.98	-23
Sydöstra Sverige	Koppar	1990	2020	7	0.0098	**	5.88	3.70	4.00	-24
Stockholms län - perifer	Krom	1990	2020	7	0.0715		1.31	0.33	0.66	-71
Stockholms län - central	Krom	1990	2020	6	0.7071		1.58	0.70	1.13	-5
Mellansverige	Krom	1990	2020	7	0.1331		1.52	0.25	0.49	-81
Sydöstra Sverige	Krom	1990	2020	7	0.0355	*	1.20	0.26	0.35	-71
Stockholms län - perifer	Kvicksilver	1995	2020	6	0.7071		0.07	0.01	0.03	-5
Stockholms län - central	Kvicksilver	1995	2020	5	0.8065		0.07	0.02	0.06	-25
Mellansverige	Kvicksilver	1995	2020	6	1.0000		0.07	0.01	0.04	0
Sydöstra Sverige	Kvicksilver	1995	2020	6	1.0000		0.07	0.01	0.04	0
Stockholms län - perifer	Nickel	1990	2020	7	0.0355	*	1.81	0.46	0.88	-72
Stockholms län - central	Nickel	1990	2020	6	0.2597		3.39	0.96	1.38	-30
Mellansverige	Nickel	1990	2020	7	0.0163	*	1.63	0.46	0.74	-70
Sydöstra Sverige	Nickel	1990	2020	7	0.0163	*	1.43	0.43	0.94	-73
Stockholms län - perifer	Vanadin	1990	2020	7	0.0355	*	2.69	0.58	0.94	-92
Stockholms län - central	Vanadin	1990	2020	6	0.4524		2.82	0.97	1.99	-45
Mellansverige	Vanadin	1990	2020	7	0.0069	**	2.51	0.50	0.84	-89
Sydöstra Sverige	Vanadin	1990	2020	7	0.0069	**	2.37	0.48	1.06	-83
Stockholms län - perifer	Zink	1990	2020	7	1.0000		46	31	43	1
Stockholms län - central	Zink	1990	2020	6	0.7071		56	33	46	5
Mellansverige	Zink	1990	2020	7	0.3675		47	32	37	-22
Sydöstra Sverige	Zink	1990	2020	7	0.0947		43	33	34	-21

Tabell I 5. Trendanalys för årliga medianvärden för perioden 2000 – 2020 med Mann-Kendall för samtliga metaller samt områden, Stockholms läns centrala och perifera områden, Mellansverige och sydöstra Sverige. Startår, slutår, antal år (n), förklaringsgrad (p-värde), signifikansnivå (*, **, *), minvärde, medianvärde, maxvärde (mg/kg torrsvikt) samt total procentuell förändring över hela perioden (baserat på medelnormaliserad trendlinje).**

Område	Metall	Start	Slut	n	p	*, **, ***	Max	Min	Median	Förändring, %
Stockholms län - perifer	Aluminium	2000	2020	5	1.0000		321	115	165	7
Stockholms län - central	Aluminium	2000	2020	4	1.0000		554	165	355	20
Stockholms län - perifer	Arsenik	2000	2020	4	1.0000		0.22	0.08	0.11	-26
Mellansverige	Arsenik	2000	2020	4	0.7341		0.16	0.07	0.09	-39
Sydöstra Sverige	Arsenik	2000	2020	4	0.7341		0.18	0.08	0.11	-41
Stockholms län - perifer	Bly	2000	2020	5	0.2207		6.00	1.20	1.85	-70
Stockholms län - central	Bly	2000	2020	4	0.3082		6.87	2.10	2.42	-58
Mellansverige	Bly	2000	2020	5	0.0275	*	4.94	1.10	2.09	-75
Sydöstra Sverige	Bly	2000	2020	5	0.0275	*	4.87	1.10	2.48	-81
Stockholms län - perifer	Järn	2000	2020	5	1.0000		358	153	193	-3
Stockholms län - central	Järn	2000	2020	4	1.0000		741	237	538	67
Mellansverige	Järn	2000	2020	5	1.0000		221	106	125	-8
Sydöstra Sverige	Järn	2000	2020	5	0.8065		206	119	134	-5
Stockholms län - perifer	Kadmium	2000	2020	5	0.0864		0.23	0.13	0.16	-38
Stockholms län - central	Kadmium	2000	2020	4	0.7341		0.23	0.13	0.15	-28
Mellansverige	Kadmium	2000	2020	5	0.1296		0.19	0.12	0.14	-35
Sydöstra Sverige	Kadmium	2000	2020	5	0.0275	*	0.20	0.12	0.17	-42
Stockholms län - perifer	Koppar	2000	2020	5	0.1296		4.67	4.40	4.52	-4
Stockholms län - central	Koppar	2000	2020	4	0.3082		8.41	6.60	7.43	-20
Mellansverige	Koppar	2000	2020	5	0.8065		4.32	3.42	3.68	-7
Sydöstra Sverige	Koppar	2000	2020	5	0.1296		4.15	3.70	4.00	-10
Stockholms län - perifer	Krom	2000	2020	5	0.4624		0.94	0.33	0.60	-52
Stockholms län - central	Krom	2000	2020	4	0.7341		1.58	0.70	1.10	-4
Mellansverige	Krom	2000	2020	5	0.8065		0.94	0.25	0.44	-47
Sydöstra Sverige	Krom	2000	2020	5	0.4624		0.53	0.26	0.34	-42
Stockholms län - perifer	Kvicksilver	2000	2020	5	0.8065		0.05	0.01	0.03	79
Stockholms län - central	Kvicksilver	2000	2020	4	1.0000		0.07	0.02	0.04	58
Mellansverige	Kvicksilver	2000	2020	5	0.4624		0.04	0.01	0.04	97
Sydöstra Sverige	Kvicksilver	2000	2020	5	0.4334		0.05	0.01	0.04	227
Stockholms län - perifer	Nickel	2000	2020	5	0.0864		1.81	0.46	0.77	-70
Stockholms län - central	Nickel	2000	2020	4	0.3082		3.39	0.96	1.18	-68
Mellansverige	Nickel	2000	2020	5	0.0864		1.35	0.46	0.66	-63
Sydöstra Sverige	Nickel	2000	2020	5	0.0864		1.14	0.43	0.69	-73
Stockholms län - perifer	Vanadin	2000	2020	5	0.4624		1.78	0.58	0.87	-52
Stockholms län - central	Vanadin	2000	2020	4	1.0000		2.42	0.97	1.54	11
Mellansverige	Vanadin	2000	2020	5	0.0864		1.24	0.50	0.70	-61
Sydöstra Sverige	Vanadin	2000	2020	5	0.0864		1.32	0.48	0.85	-69
Stockholms län - perifer	Zink	2000	2020	5	0.8065		46	31	35	16
Stockholms län - central	Zink	2000	2020	4	0.7341		56	33	42	8
Mellansverige	Zink	2000	2020	5	0.8065		44	32	37	9
Sydöstra Sverige	Zink	2000	2020	5	0.6134		43	33	34	-4

