

# Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender

Sarah Josefsson & Anna Apler

mars 2019

SGU-rapport 2019:06

Diarie-nr: 35-778/2017 och 35-1141/2018



Omslagsbild: Södra Östersjön en julidag 2018. Den atmosfäriska depositionen av de flesta föroreningar är högre i de södra delarna av Östersjön på grund av närheten till källregioner.

Fotograf: Sarah Josefsson

Författare: Sarah Josefsson & Anna Apler

Granskad av: Finn Baumgartner & Johan Norrlin

Ansvarig enhetschef: Lovisa Zillén Snowball

Projektnamn: Sedimentanalys

Projekt-id: 39158

Sveriges geologiska undersökning

Box 670, 751 28 Uppsala

tel: 018-17 90 00

fax: 018-17 92 10

e-post: [sgu@sgu.se](mailto:sgu@sgu.se)

[www.sgu.se](http://www.sgu.se)

## Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender

<p><b>Rapportförfattare</b> Sarah Josefsson, SGU Anna Apler, SGU</p>	<p><b>Utgivare</b> Sveriges geologiska undersökning (SGU) <b>Postadress</b> Box 670, 751 28 Uppsala <b>Telefon</b> 018-17 90 00</p>
<p><b>Rapporttitel och undertitel</b> Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender</p>	<p><b>Beställare</b> Naturvårdsverket 106 48 Stockholm <b>Finansiering</b> Nationell MÖ</p>
<p><b>Nyckelord för plats</b> Östersjön, Västerhavet, Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön, Kattegatt, Skagerrak</p>	
<p><b>Nyckelord för ämne</b> Sediment, organiska föroreningar, metaller, grundämnen, POP, TOC, sedimentackumulationshastighet</p>	
<p><b>Tidpunkt för insamling av underlagsdata</b> 2003, 2008, 2014</p>	
<p><b>Sammanfattning</b></p> <p>Miljöövervakningen av föroreningar i utsjösediment omfattar organiska föroreningar och grundämnen i ytsediment på 16 stationer på ackumulationsbottnar i havsområdena runt Sverige. Stationerna är placerade i utsjön för att reflektera allmänna föroreningsmönster i miljön. Hittills har provtagning gjorts vid tre år med 5-6 års mellanrum. I denna rapport sammanfattas resultaten och jämförs mellan havsområdena för att utvärdera geografiska trender och granska potentiella tidstrender.</p> <p>Halterna av arsenik och kobolt är som högst i Bottniska viken, medan halterna av kadmium, koppar och zink är högst i Egentliga Östersjön; kadmiumhalterna är så höga att den effektbaserade bedömningsgrunden överskrids. Dessa mönster beror på redoxförhållanden och belastning från berggrund och punktkällor. Halterna av bly och kvicksilver är istället förhöjda på specifika stationer, vilket tyder på ett större inflytande från punktkällor. Metallhalterna är fortfarande förhöjda överlag i förhållande till jämförvärden som representerar förindustriella halter.</p> <p>Den största belastningen av organiska föroreningar förekommer i Egentliga Östersjön och i södra delarna av Östersjön. För flertalet ämnen är halterna som högst här, t.ex. summa DDT, PCB, dioxiner, PAH, klorparaffiner, ftalater och oktyl/nonylfenoler. Halterna av TBT har minskat sedan 2003 men bedömningsgrunden överskrids fortfarande i Egentliga Östersjön och södra Östersjön och halterna tycks inte längre minska på stationerna i södra Östersjön. Halterna av cybutryn är högst i Egentliga Östersjön där de ökat mellan 2008 och 2014. Cybutryn får inte längre användas i båtbottnfärger inom EU vilket bör ge en effekt på halterna i framtiden. Halterna av den sedan länge förbjudna pesticiden HCB har ökat på många stationer, inte minst mellan 2008 och 2014 på stationer med snabb sedimentackumulationshastighet vilket tyder på en haltökning i den akvatiska miljön.</p>	



## Innehåll

Sammanfattning.....	7
Metaller .....	7
Organiska föreningar .....	7
Abstract .....	10
Metals.....	10
Organic pollutants .....	11
Inledning.....	14
Provtagning och analyser .....	14
Stationer och provtagning .....	14
Ämnen och kemiska analyser.....	16
Statistiska analyser .....	17
Bedömningsgrunder och jämförvärden.....	17
Sedimentparametrar.....	18
Redoxförhållanden .....	18
Ackumulationshastighet .....	18
TOC .....	18
Metaller .....	21
Arsenik .....	22
Kadmium.....	24
Kobolt.....	26
Krom .....	28
Koppar.....	30
Kvicksilver .....	32
Nickel .....	34
Bly .....	36
Zink .....	38
Organiska föreningar.....	40
Pesticider .....	40
DDT .....	40
HCH .....	44
Klordaner .....	48
Övriga pesticider .....	52
HCB och andra klorbensener .....	53
PCB .....	56

Dioxiner och plana PCB.....	58
Andra klorerade ämnen .....	63
Klorparaffiner.....	63
Klorerade alifater .....	65
Hexaklorbutadien.....	66
PAH.....	67
Bromerade flamskyddsmedel.....	70
Organiska tennföreningar och cybutryn .....	73
Perfluorerade ämnen .....	79
Ftalater.....	81
Oktyl- och nonylfenoler .....	83
Övriga ämnen.....	85
Diskussion och slutsatser.....	86
Metaller .....	86
Organiska föreningar .....	87
Referenslista .....	89

## SAMMANFATTNING

I den här rapporten analyseras resultaten från den nationella miljöövervakningen av föroreningar i svenska utsjösediment. Miljöövervakningsprogrammet *Swedish sediment trend and monitoring programme* (SSTMP) startades 2003 och omfattar provtagning och analys av organiska föroreningar och grundämnen i ytsediment på 16 stationer på ackumulationsbottnar i havsområdena runt Sverige (fig. 1, tabell 1). Hittills har provtagning gjorts vid tre tillfällen: 2003, 2008 och 2014. I denna rapport sammanfattas resultaten och jämförs mellan havsområdena samt över tid. En robust analys av tidstrenden kan dock inte göras än eftersom tidsserien hittills är alltför kort samt ett byte av analyslaboratorium har gjorts, vilket påverkar jämförbarheten.

### Metaller

Metaller förekommer naturligt i miljön och halterna i sediment i sjöar och hav har en naturlig geografisk variation. Halterna av många metaller har dock ökat i miljön under de senaste århundradena på grund av mänsklig påverkan. Metallhalterna kan också påverkas av tillgången eller bristen på syrgas i ytsedimenten, dvs. redoxförhållandena, eftersom en del metaller är redoxkänsliga och kan binda till andra beståndsdelar i sedimentet. På grund av dessa faktorer – geologisk variation, mänsklig påverkan och redoxförhållanden kombinerat med sedimentegenskaper – varierar sedimentets metallhalter mellan havsområdena.

Sedimenten i Bottenviken och Bottenhavet utmärker sig genom höga halter av arsenik och kobolt, och det är troligt att höga halter i bergrunden inom avrinningsområdet och utsläpp från en punktkälla bidrar till de förhöjda halterna av åtminstone arsenik. I Egentliga Östersjön förekommer det istället högre halter av kadmium, koppar och zink. Halterna av kadmium överskrider den effektbaserade bedömningsgrunden för sediment på flera av stationerna i denna del av Östersjön. Kadmium, koppar och zink bildar svårslösliga sulfider under reducerande förhållanden i sedimentet, vilket kan vara en bidragande förklaring till de höga halterna i ytsediment i Egentliga Östersjön. En viss förhöjning av halterna av dessa metaller kan även ses i Bottenviken. Kromhalterna är däremot lägre i Egentliga Östersjön än i övriga havsområden, vilket möjligtvis också skulle kunna vara relaterat till redoxförhållandena i sedimentet.

Halterna av kvicksilver och bly är i samma storleksordning vid de flesta av stationerna, förutom på ett fåtal stationer där halterna är förhöjda. Detta gäller främst i södra Bottenviken (station SE-1) och i södra Östersjön (station SE-12). I södra Bottenviken förekommer troligtvis påverkan från en punktkälla men orsaken till de höga halterna i södra Östersjön är oklara. I jämförelse med stationerna i Östersjön är metallhalterna i Västerhavet låga.

### Organiska föroreningar

I stort sett alla de organiska föroreningar som analyserats förekommer i högst halter i sedimenten i Egentliga och södra Östersjön. Detta är fallet för t.ex. DDTs nedbrytningsprodukter DDE och DDD, HCH, klordaner, PCB, dioxiner, klorerade alifater, PAH, TBT, cybutryn, klorparaffiner (SCCP), oktyl- och nonylfenoler, ftalater och BTEX (dvs. summan av bensen, toluen, etylbensen och xylen). Västerhavet har i allmänhet lägst föroreningshalter även om halterna av några ämnesgrupper, exempelvis PAH, är förhöjda där jämfört med Bottniska viken.

Egentliga Östersjön är det område som har högst halter av organiskt kol (TOC) i sedimenten. Eftersom organiska föroreningar binder till organiskt kol är det svårt att avgöra i vilken utsträckning de högre föroreningshalterna i sedimenten i detta område beror på högre TOC-halter eller på en högre tillförsel av föroreningar till havsområdet. För några ämnen, t.ex. HCH, klordaner, PCB samt DDT och dess nedbrytningsprodukter, är halterna förhöjda i södra Östersjön även i förhållande till TOC-halterna. Detta är tydligast på station SE-12. I Bottniska viken är däremot föroreningshalterna generellt lägre än vad korrelationen till TOC förutsäger, t.ex. för DDTs nedbrytningsprodukter

DDE och DDD, SCCP och PAH. Bindningen till TOC påverkas dock av olika faktorer som salt-halt, pH och kvalitet på det organiska kolet och kan därför inte förväntas vara densamma i alla undersökta havsbassänger. Dessutom påverkas TOC-halterna i sedimentet av redoxförhållanden, t.ex. en långsammare nedbrytning i de reducerande förhållanden som råder i sediment i Egentliga Östersjön. Detta gör att förhållandet mellan föroreningshalter och TOC-halter som råder i vattenmassan inte behöver motsvara det som råder i sedimentet över tid.

Halterna av **polybromerade difenyletrar** (PBDE) är överlag i samma storleksordning i havs-områdena, vilket kan peka på att atmosfärisk deposition är en betydande tillförselväg för denna ämnesgrupp. Några PBDE förekommer emellertid i högre halter i Egentliga Östersjön och en station i Skagerrak (SE-16) jämfört med resterande bassänger. **Dioxiner** har hittills bara analyserats under provtagningen 2014 och halterna var då relativt lika i de olika havsområdena. Halterna uttryckta som toxicitetsekvivalenter (TEQ) var dock förhöjda i södra Östersjön (SE-12) och två stationer i Egentliga Östersjön jämfört med resterande stationer.

De **perfluorerade** ämnena, som inkluderades i undersökningen 2014, uppvisade överraskande höga halter i Bottniska viken. Att halterna är så förhöjda i förhållande till övriga havsområden är orimligt med tanke på att undersökningar i vatten och biota pekar på motsatt förhållande, dvs. lägre halter i de norra delarna av Östersjön. De höga uppmätta halterna kan vara förorsakade av kontaminering av proverna eller möjligen av skillnader i årstiden då provtagningen genomfördes (juli–augusti i Bottniska viken jämfört med maj–juni för övriga områden).

För en del ämnen finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment. Dessa är framtagna genom ekotoxikologiska studier av sedimentlevande organismer, och överskridande av dessa bedömningsgrunder kan därför innebära en risk för negativa effekter på sedimentlevande fauna. För andra ämnen finns i stället indikativa värden för utvärdering av sedimentdata. Dessa är ofta baserade på ekotoxikologiska studier på vattenlevande organismer och sedan omräknade från vattenfas till sediment, och de är därför mer osäkra. Överskridanden av de indikativa värdena innebär att det finns anledning att göra vidare undersökningar för att kunna bedöma om det föreligger risk för att miljöstatusen inte är god.

För **PAH** finns det effektbaserade bedömningsgrunder för ämnena antracen och fluoranten i sediment. Fluoranten förekommer aldrig i halter som överskrider bedömningsgrunden medan antracen överskrider sin bedömningsgrund på samtliga tre stationer i Västerhavet under 2003 men inte på någon station under 2008 eller 2014. För de fyra PAH som har indikativa värden (naftalen, benso(b)fluoranten, benso(a)pyren och benso(k)fluoranten) överskrider naftalen aldrig värdet men resterande tre ämnen förekommer i halter som överskrider respektive indikativt värde. Vid provtagningen 2014 överskreds värdet mest frekvent för benso(b)fluoranten men även benso(a)pyren och benso(k)fluoranten överskrider sina indikativa värden i södra Östersjön och Västerhavet. Dessa områden är generellt de mest problematiska vad gäller förhöjda och potentiellt toxiska PAH-halter i sediment, och detta bör undersökas vidare.

De indikativa värdena för **nonyl-** och **oktylfenol** överskreds på en del stationer 2003. Framst är det halterna av oktylfenol som är så höga att de överskrider det indikativa värdet. År 2014 ligger dock halterna inte över de indikativa värdena på någon station. Likaså överskreds det indikativa värdet för **HCH** på två stationer 2008 men inte på någon station 2014. Halterna av **HCB**, **pentaklorbensenen**, **SCCP**, **triklormetan**, **HBCDD** och **DEHP** ligger samtliga under respektive indikativt värde.

Ämnen som har förbjudits eller fasats ut förväntas uppvisa en sjunkande trend i miljön. För **HCB** har dock halterna ökat mellan 2008 och 2014, i synnerhet på stationer i norra delen av Egentliga Östersjön med hög sedimentackumulationshastighet, där ytsedimentet således snabbt reflekterar ändringar i halter i vattenmiljön. Vid några stationer har halterna successivt ökat från 2003 och framåt. Denna trend har analyserats mer i detalj i en annan rapport (Josefsson 2018). Liknande trender över tid har även observerats i andra matriser men orsakerna till de stigande halterna är ännu oklara.



Halterna av **TBT** verkar minska över tid och är 2014 under rapporteringsgränsen på alla stationer i Bottenviken, Bottenhavet och Västerhavet. Halterna har sjunkit även i Egentliga Östersjön och södra Östersjön men överskrider där fortfarande den effektbaserade bedömningsgrunden på alla stationer. Minskningen av TBT-halterna över tid är tydligast på stationerna i norra Egentliga Östersjön medan tidstrenden vid de södra stationerna är mindre påtaglig. Detta kan delvis vara kopplat till skillnader i sedimentackumulationshastighet och därmed ytsedimentets ålder på de olika stationerna. **Cybutryn** förekommer 2014 i mätbara halter på stationerna i Egentliga Östersjön och överskrider sitt indikativa värde på fyra av stationerna. Halterna var högre 2014 än 2008 på fem av sex stationer. Eftersom ämnet bara har analyserats under två av tre undersökningsår går det inte att avgöra om halten ökar över tid, men då halterna är högst på de stationer som har högst sedimentackumulationshastighet, och därmed yngst ytsediment, är det troligt att trenden i havsmiljön är ökande. Eftersom användningen av cybutryn som biocid är förbjuden inom EU sedan 2018 förväntas dock halterna minska i framtiden. I likhet med cybutryn får inte heller TBT längre användas i båtottenfärger, sedan 2003. Det finns dock anledning att fortsätta undersöka halterna i sediment över tid samt arbeta vidare med åtgärder som kan minska t.ex. tillförseln av ämnena från gamla färglager eller den vidare spridningen från kraftigt förorenade kustnära sediment.

Sammanfattningsvis är Egentliga Östersjön och södra Östersjön de havsområden i denna undersökning som har störst belastning av miljöföroreningar i ytsedimenten. För flertalet ämnen är halterna som högst här, även om det geografiska mönstret skiljer sig mellan enskilda ämnen. Halterna av kadmium i Egentliga Östersjön och TBT i både Egentliga Östersjön och södra Östersjön är så höga att de kan utgöra en direkt risk för sedimentlevande organismer. På stationerna i Egentliga Östersjön har inte några tecken på liv observerats då dessa botten är syrefria, men höga halter i utsjösediment kan tyda på att halterna är förhöjda även i mer kustnära sediment. Ämnena kan där utgöra en större risk då det kan förekomma bottenlevande djur tack vare bättre syrgasförhållanden. Halterna av HCB överskrider inte det indikativa värdet för sediment på någon station, men verkar öka i sedimenten trots globala förbud mot den avsiktliga användningen och insatser för att minska oavsiktliga utsläpp. Halterna av dioxiner och perfluorerade ämnen i utsjösedimenten har hittills bara studerats vid ett tillfälle och utvecklingen behöver därför följas upp vid kommande provtagningar.

## ABSTRACT

In this report the results from the Swedish environmental monitoring of offshore sediments are investigated. The *Swedish status and trend monitoring programme* (SSTMP) started in 2003 and includes sampling and analysis of organic pollutants and elements in surface sediment at 16 stations located in accumulation areas in the sea basins around Sweden (Fig. 1, Table 1). So far, sampling and analyses have been conducted at three occasions (2003, 2008 and 2014). This report summarizes the results and compares the levels in the different sea basins. Possible time trends are investigated although the time series so far is too short for a robust analysis.

## Metals

Metals occur naturally in the environment and the levels in sediments in lakes and seas have a natural geographical variation. However, the levels of many metals have increased in the environment since the industrial revolution. Metal levels can also be affected by the presence or lack of oxygen in the surface sediments, that is, the redox conditions, as some metals are redox-sensitive and can react with other sediment components. Because of these factors – local or regional geological variation, anthropogenic influence, and redox conditions combined with sediment properties – the levels of metals in surface sediments vary between the sea basins.

The sediments of the Gulf of Bothnia are characterized by high levels of arsenic and cobalt, where at least arsenic levels are likely to be affected by high levels in the bedrock in the catchment area and a metal smelter point source. In the Baltic Proper, higher levels of cadmium, copper and zinc occur. The levels of cadmium exceed the ecotoxicologically based environmental quality standard for sediment at several of the monitoring stations in this part of the Baltic Sea. Cadmium, copper and zinc form insoluble sulfides under reducing conditions in the sediment, which may be one explanation for the high levels of these metals in surface sediment in the Baltic Proper, where anoxic conditions prevail. In addition to high levels in the Baltic Proper, cadmium levels are elevated in the Bothnian Bay and the far north of the Bothnian Sea. The copper and zinc levels are elevated at station SE-1 in the southern Bothnian Bay, which may be related to proximity to a point source. On the other hand, the chromium levels are noticeably lower in the Baltic Proper than in other sea areas. This could possibly also be related to the redox conditions in the sediment.

Mercury and lead levels are of similar magnitude for most stations but elevated at a few specific stations: in the southern Bothnian Bay (station SE-1) and in the Arkona basin in the southern Baltic Sea (station SE-12 and for lead also station SE-11). In the southern Bothnian Bay, there may be an impact from a point source, but the reason for the high levels in the southern Baltic is unclear. Compared with the stations in the Baltic Sea, the metal levels in sediment in the Kattegat and Skagerrak, on the Swedish west coast, are low.

Mercury, cadmium and lead are the metals of most environmental concern in the management of the Water and Marine Strategy Framework Directives within the EU. All three metals contribute to the Baltic Sea not achieving good environmental status in terms of pollution levels. Mercury is the substance that exceeds its environmental quality standards most frequently, mainly in biota, and more measures are needed to reduce levels further. Mercury can be transported long-range in the atmosphere and a large part of the mercury supplied to the Baltic Sea derive from atmospheric deposition. This means that global efforts to reduce the levels of this element are important. The observation of elevated levels of Hg in the sediment at specific stations also points to the importance of addressing point sources to reduce levels in the environment, for instance to remediate contaminated areas.

## Organic pollutants

Organic pollutants are predominantly of anthropogenic origin, although a few, such as dioxins and PAHs, can also be formed in smaller amounts in natural processes such as forest fires.

Almost all the analysed organic pollutants occur at their highest levels in the Baltic Proper and the southern Baltic. This is the case for, e.g., DDE and DDD which are degradation products of DDT, HCHs, chlordanes, PCBs, dioxins, chlorinated aliphatics, PAHs, TBT, cybutryne, chlorinated paraffins (SCCP), octyl- and nonylphenols, phthalates, and BTEX (i.e., the sum of benzene, toluene, ethyl benzene and xylene). The sediments at the stations located in Kattegat and Skagerrak generally contain the lowest levels of pollutants although the concentrations of some substances are elevated here compared to the Gulf of Bothnia, such as PAHs.

The Baltic Proper is also the area with the highest sediment levels of total organic carbon (TOC). Because organic pollutants tend to partition to organic carbon, it is difficult to determine to what extent the higher pollutant levels in sediment in the Baltic Proper are related to higher TOC levels or to a higher pollutant load to this sea area. For some substances, e.g. DDT and its degradation products, HCHs, chlordanes and PCBs, the levels are elevated relative to the TOC levels in the southern Baltic Sea, especially at station SE-12. On the other hand, the pollutant levels are generally lower in the Gulf of Bothnia than what the correlation to TOC predicts, for example for SCCP, PAHs and the degradation products of DDT. The sorption to TOC is influenced by different factors such as salinity, pH and quality of the organic carbon, and the sorption can thus not be expected to be of the same magnitude in the entire Baltic Sea and the sea basins on the west coast of Sweden. Furthermore, the TOC levels in the sediment are affected by the redox conditions, with a slower degradation rate in the reducing conditions that prevail in the sediment in the Baltic Proper. Therefore, the relation between levels of pollutants and TOC in the water column is not necessarily reflected in the sediment.

One of the most problematic substances groups within the marine and water management are the **PBDEs**, which often exceeds the environmental quality standard (EQS) in biota. For sediment, no quality standard is available. In this study, PBDE levels in sediment tend to be highest in the Baltic Proper but they are generally in the same magnitude for the different sea areas, indicating that atmospheric deposition is an important transport route for PBDEs. However, station SE-16 in Skagerrak had relatively high levels both in 2008 and 2014. Since the levels increase as well as decrease at the different stations, no time trend can be established between 2008 and 2014.

Another problematic group of substances, often hindering water bodies to reach good environmental status within the water management due to exceeding threshold values in biota, are the **dioxins**. The dioxins have so far only been measured during the sampling in 2014, and the levels were then relatively similar in the various sea areas. However, the toxic equivalent (TEQ) levels are elevated in the southern Baltic Sea (station SE-12) and two stations in the Baltic Proper.

The **perfluorinated** substances, which were included in the monitoring survey in 2014, showed surprisingly high levels in the Gulf of Bothnia. The measured levels in this area are unreasonably elevated compared to the other sea basins considering that water and biota studies point to the opposite relationship, i.e. lower concentrations in the northern parts of the Baltic Sea than in the southern parts (Nguyen et al. 2017, Kirchgeorg et al. 2010, Faxneld et al. 2016). The elevated levels may be related to contamination of samples, but it cannot be ruled out that differences in sampling time may have affected the results (July–August in the Gulf of Bothnia compared to May–June for other areas).

For some substances, there are ecotoxicologically based EQS for sediment within the EU Water Framework Directive, and exceedances of the EQS mean that there can be a risk of negative effects on sediment-living organisms. For other substances, there are instead indicative values for sediments recently published by the Swedish Agency for Marine and Water Management. These indicative values are often based on ecotoxicological studies on aquatic organisms and then

recalculated to sediment organisms. They are thus more uncertain than the EQS. An exceedance of the values implies that more investigations should be carried out to determine if there may be risks of not achieving good status in the water body.

For **PAHs**, there are EQS for anthracene and fluoranthene in sediment. In this study, fluoranthene never exceeds its EQS while anthracene exceeds its EQS at the three stations on the west coast in 2003 but not at any station in 2008 and 2014. Of the four PAHs with indicative values (naphthalene, benzo(b)fluoranthene, benzo(a)pyrene and benzo(k)fluoranthene), naphthalene never exceeds its indicative value whereas the other three substances exceed theirs at several stations. In 2014, benzo(b)fluoranthene was the substance that most frequently exceeded its indicative value, but also benzo(a)pyrene and benzo(k)fluoranthene exceeded their indicative values in the southern Baltic and on the west coast of Sweden. These sea areas are generally the most problematic in terms of elevated and potentially toxic PAH levels in sediment, and this issue needs to be further investigated.

The indicative values for **nonyl-** and **octylphenol** were exceeded at some stations in 2003, mainly for octylphenol. In 2014, however, the indicative values were not exceeded at any of the stations. Likewise, the indicative value for **HCHs** was exceeded at two stations in 2008 but not at any station in 2014. The levels of **HCb**, **pentachlorobenzene**, **SCCP**, **trichloromethane**, **HBCDD** and **DEHP** never exceeded their respective indicative value.

Substances that have been banned or phased out are expected to display decreasing trends in the environment over time. In the case of **HCb**, however, the levels in sediment have increased between 2008 and 2014, especially at stations in the northern part of the Baltic Proper with a high sediment accumulation rate, where the surface sediment thus quickly responds to changes in pollutant levels in the water column. The trend for some stations shows gradually increasing levels of HCB from 2003 onwards. This trend has been analysed in more detail in a report by Josefsson (2018), and similar trends over time have also been seen in other matrices. However, the reasons why the levels of HCB are increasing are unclear.

The levels of **TBT** seem to decrease over time and are in 2014 below the reporting limit at all stations in the Gulf of Bothnia and on the west coast of Sweden. The levels have also decreased in the Baltic Proper and the southern parts of the Baltic Sea but are still exceeding the EQS at all stations in these areas. The levels have decreased mainly at stations in the northern Baltic Proper, whereas the trend over time is less clear for the southern stations. This can partly be connected to differences in sediment accumulation rate and thus to the age of the sampled sediment at the different stations. **Cybutryne** levels are above the reporting limit at the stations in the Baltic Proper in 2014 and exceeds its indicative value at four of the stations. The levels are higher in 2014 than 2008 at all six stations in the Baltic Proper except one. Since cybutryne has only been measured during two out of three survey years, it is not possible to determine whether the levels increase over time or not, but since the levels are highest at the stations with the highest sediment accumulation rates and thus the youngest surface sediment, it is likely that the trend in the marine environment is increasing. The use of cybutryne as a biocide was banned within EU in 2018 and the levels are therefore expected to decrease during future surveys. The use of TBT has also been prohibited and since 2003 it is not allowed in anti-fouling paint within the EU. However, TBT should continue to be monitored and actions should be taken to, for example, decrease the dispersal of the substances from old paint layers or from heavily polluted coastal sediments.

To conclude, the Baltic Proper sediments around Gotland and in the southern parts of the Baltic Sea have the highest load of environmental pollutants in this survey. For many substances, the highest levels occur in these basins, although the geographical pattern differs between individual substances. The levels of cadmium and TBT in these sea areas are high enough to pose a risk for sediment-living organisms. At the stations in the Baltic Proper, no signs of life have been observed as these bottoms and bottom waters are anoxic, but high pollutant levels in off-shore sediment can, for most substances, indicate that levels are elevated also in coastal sediments. The contaminants

may pose a greater risk there, as oxygen conditions are generally more favourable for benthic organisms. The levels of HCB do not exceed the indicative value for this substance in sediment, but levels seem to increase rather than decrease in the sediments despite global bans on intentional use and actions to decrease unintentional releases. The levels of dioxins and perfluorinated substances in the off-shore sediments have so far only been investigated during one survey and need to be monitored also during future surveys.

## INLEDNING

Bottnarna i hav, sjöar och vattendrag är uppbyggda av sediment som utgör en viktig och dynamisk del av den akvatiska miljön. Sediment på ackumulationsbottnar, områden där vattnets ström- hastighet är så låg att finkornigt material sedimenterar, utgör potentiella sänkor för föroreningar. Många miljöföroreningar, både organiska ämnen och metaller, binder till partiklar i vattenmiljön och sedimenterar sedan med partiklarna till botten. Kontinuerligt byggs nya sedimentlager på och gamla lager begravs, och sedimenten fungerar därför som ett arkiv över halterna av föroreningar i miljön. På så sätt kan den historiska belastningen och trenden av föroreningskoncentrationer övervakas, förutsatt att de hydrologiska och kemiska förhållandena i sedimenten på övervakningsplatsen är konstanta.

Den här rapporten innehåller en sammanfattande analys av föroreningsdata från miljöövervakning i svenska utsjösediment. Data har samlats in inom det nationella svenska övervaknings- och trendprogrammet för föroreningar i sediment (SSTMP) som finansieras av Naturvårdsverket. Provtagning och rapportering utförs av Sveriges geologiska undersökning (SGU). Syftet med programmet är att undersöka belastning och långtidstrender av miljöföroreningar i utsjösediment inom svenskt territorialvatten och ekonomisk zon. Programmet omfattar provtagning och analys av ytsediment på 16 utsjöstationer i havsbassängerna utanför Sveriges kust. Provtagning har hittills ägt rum vid tre tillfällen: 2003, 2008 och 2014. I fortsättningen sker provtagningen vart sjätte år i enlighet med vattenförvaltningens sexåriga cykel. Analyserna omfattar en mängd olika ämnen och inkluderar metaller, organiska föroreningar, kol och kväve.

Resultat från alla tre undersökningsåren har presenterats i SGU-rapport 2016:04, *Chemical contamination in offshore sediments 2003–2014*, där resultaten redovisas separat för respektive station (Apler & Josefsson 2016). Syftet med denna rapport är att redogöra för den geografiska variationen av föroreningshalter samt presentera en utökad statistisk analys av data för att undersöka skillnader mellan olika havsområden och, om möjligt, över tid. Det senare är inte alltid möjligt eftersom alla ämnen inte har analyserats alla tre år och analysmetoder har varierat, se *Provtagning och analyser*. Detaljerad information om SSTMP-programmet, provtagning och analyser finns i SGU-rapport 2016:04. Kemiska data finns tillgängliga via SGUs datavärdskap och kan laddas ner från SGUs webbplats ([www.sgu.se](http://www.sgu.se)).

## PROVTAGNING OCH ANALYSER

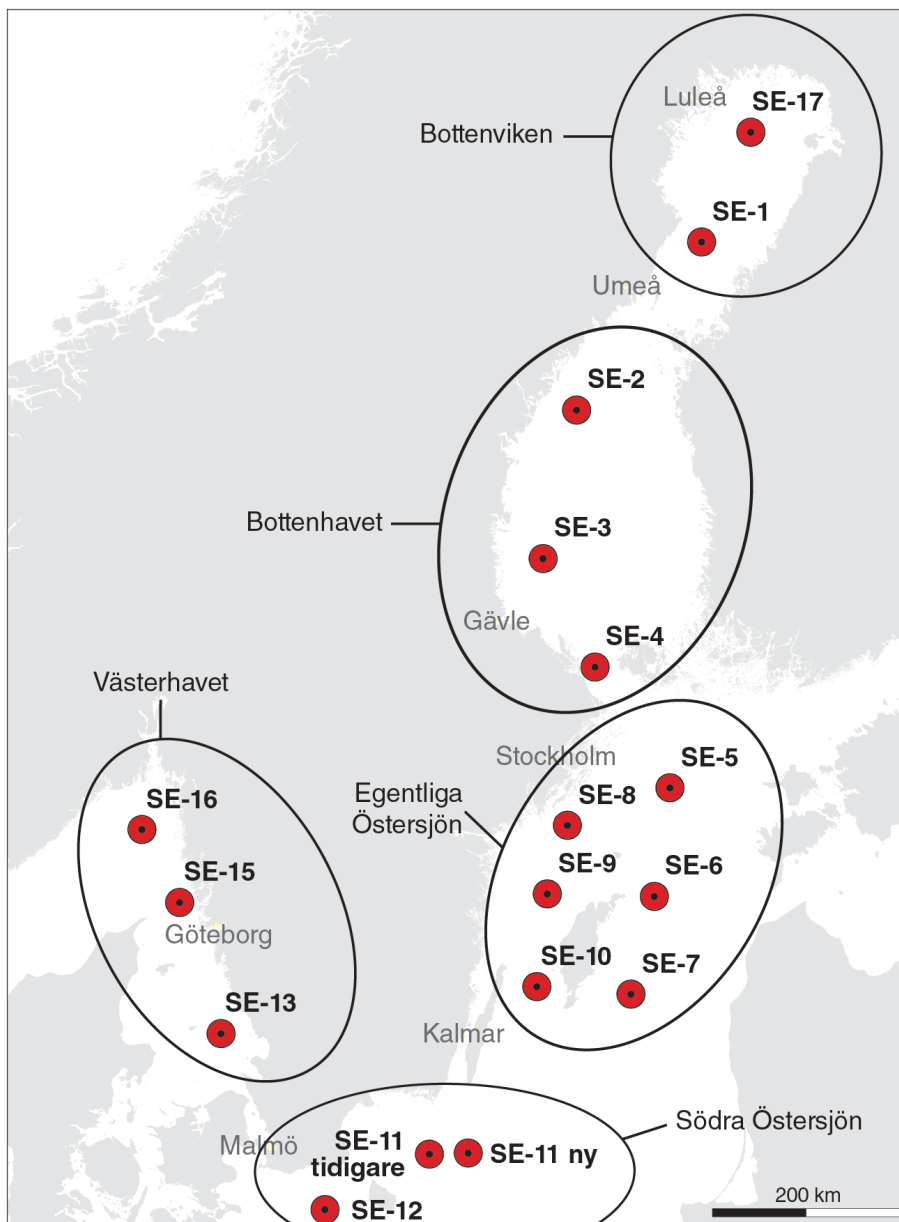
### Stationer och provtagning

Miljöövervakningen av föroreningar i svenska utsjösediment görs vid 16 stationer på djupt belägna ackumulationsbottnar runt Sveriges kust (fig. 1, tabell 1). Det översta lagret av sediment på ackumulationsbottnar innehåller de partiklar och de miljöföroreningar som sedimenterat de senaste åren. Vid miljöövervakningen provtas den översta centimetern av sedimentet, vilket motsvarar sedimentationen under ett antal år beroende på sedimentackumulationshastigheten vid de olika stationerna (tabell 2). Eftersom stationerna är placerade i utsjön ska de inte påverkas av specifika punktkällor utan återspegla tillståndet av miljöstörande ämnen i området som helhet, även om kraftiga punktkällor givetvis kan påverka halterna även i utsjön.

Vid analysen har stationerna delats in i havsområden enligt tabell 1. Station SE-4 i Ålandsdjupet räknas här till Bottenhavet. Egentliga Östersjön, som är ett stort geografiskt område, har delats in i Egentliga Östersjön och södra Östersjön för att få mer specifika geografiska områden. Stationerna SE-11 och SE-12 räknas därför till södra Östersjön. Stationerna SE-13 i Kattgatt, och SE-15 och SE-16 i Skagerrak, räknas till Västerhavet.

Stationerna utgörs av en cirkel med en radie på 50 m inom vilken prover tas på sju platser vid varje provtagningstillfälle: i cirkelns mitt samt på sex slumpmässigt valda platser inom cirkeln. Ytsediment (0–1 cm) provtas med en gemini- eller gemaxprovtagare. För grundämnen, kol och kväve analyseras alla sju tagna prover, förutom 2003 då bara ett prov analyserades för grundämnen. För analys av organiska föroreningar slås proverna ihop till ett samlingsprov per station på grund av analyskostnaderna samt den stora mängd sediment som krävs för en analys.

Innan provtagning fotograferas botten med en kamerabur. Den är utrustad med en syrgassensor som mäter halten löst syrgas i vattnet samt ett CTD-instrument som mäter konduktivitet, temperatur och djup, där konduktiviteten är ett mått på salthalten. Dessa mätningar görs kontinuerligt under tiden som kameraburen sänks ned genom vattenmassan till sedimentet. Mätningar saknas vid station SE-8 eftersom botten är belägen så djupt att det inte är möjligt att använda kameraburens utrustning.



**Figur 1.** Den nationella miljöövervakningen av utsjösediment sker vid 16 stationer runt Sverige. Stationen SE-11 flyttades mellan 2008 och 2014 på grund av risken för störningar när gasledningen Nord Stream byggdes. Den är fortfarande belägen i samma havsbassäng, Bornholmsbassängen. Stationerna är inringade för att beteckna vilket havsområde de räknas till, se tabell 1 för mer information. Figuren är modifierad efter figur 1 i Apler & Josefsson 2016.

**Tabell 1.** De 16 stationerna är belägna på djupare botten i havsområden runt Sverige. Stationen SE-11 flyttades mellan 2008 och 2014 på grund av risken för störningar när gasledningen Nord Stream byggdes. Tabellen är modifierad efter tabell 1 i Apler & Josefsson 2016.

Station	Placering	Havsområde	N SWEREF 99TM	E SWEREF 99TM	Djup (m)
SE-17	Norra Bottenviken	Bottenviken	7255864	892219	87
SE-1	Södra Bottenviken	Bottenviken	7137579	839033	113
SE-2	Härnösandsdjupet	Bottenhavet	6956651	704410	200
SE-3	Södra Bottenhavet	Bottenhavet	6796706	668233	79
SE-4	Ålandsdjupet	Bottenhavet	6679643	724318	230
SE-5	NO om Gotska Sandön	Egentliga Östersjön	6549635	804899	175
SE-6	Fårödjupet (NO Gotlandsbassängen)	Egentliga Östersjön	6432633	788137	195
SE-7	SO Gotlandsbassängen	Egentliga Östersjön	6327222	763118	173
SE-8	Landsortsdjupet	Egentliga Östersjön	6509084	694601	403
SE-9	Norrköpingsdjupet	Egentliga Östersjön	6435238	672991	178
SE-10	Karlsödjupet	Egentliga Östersjön	6335390	661492	111
SE-11 tidigare	Bornholmsbassängen	Södra Östersjön	6155024	545712	75
SE-11 ny	Bornholmsbassängen	Södra Östersjön	6156130	587700	70
SE-12	Arkonabassängen	Södra Östersjön	6095142	433358	47
SE-13	Rödebanksdjupet	Västerhavet	6284719	321401	47
SE-15	Djupa rännan	Västerhavet	6426119	276793	94
SE-16	Östra Skagerrak	Västerhavet	6504578	236241	197

## Ämnen och kemiska analyser

Ett stort antal ämnen analyseras under miljöövervakningen av utsjösediment. Vilka ämnen som har analyserats under de tre undersökningsåren har varierat och en fullständig lista finns i Apler & Josefsson (2016), tabell 3 och 4. I den här rapporten presenteras de flesta av de organiska föroreningarna men bara nio av de analyserade grundämnena: halvmetallen arsenik (As) och metallerna kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn). Analysresultat för alla ämnen kan hämtas från SGUs webbplats ([www.sgu.se](http://www.sgu.se)).

De organiska föroreningarna analyserades på Analytica AB (idag ALS Scandinavia AB) 2003 och på IVL Svenska miljöinstitutet 2008 och 2014. Samma analytiska metoder användes 2008 som 2014, men analyserna 2003 har för en del ämnen utförts med andra metoder. I allmänhet har de organiska föroreningarna extraherats från sedimentet med Soxhlet och slutbestämning har skett med gaskromatografi (GC) kombinerat med elektroninfångningsdetektor (ECD) eller masspektrometri (MS), eller högupplösande vätskekromatografi (HPLC) kombinerat med fluorescensdetektor. Grundämnena har analyserats på samma analysföretag alla år (ALS Scandinavia AB, som 2003 och 2008 var Analytica AB). Vid analys av arsenik, kadmium och kvicksilver extraherades provet genom lakning med 7 M salpetersyra (HNO<sub>3</sub>). Vid analys av kobolt, koppar, bly och zink gjordes 2003 och 2008 en total uppslutning av sedimentet med fluorvätesyra medan lakning med 7 M HNO<sub>3</sub> gjordes 2014. Vid analys av krom och nickel extraherades provet genom smälta med litiumborat (LiBO<sub>2</sub>) följt av syreuppslutning med HNO<sub>3</sub> eller en syrablandning. För nickel ändrades dock metoden 2014 till lakning med 7 M HNO<sub>3</sub>. Slutbestämning har skett med plasmaemissionspektrometri (ICP-AES) eller plasmamasspektrometri (ICP-MS).

Totalt organiskt kol (TOC), totalkol (TC) och totalkväve (TN) har analyserats alla tre år: 2003 på MikroKemi i Uppsala, 2008 på institutionen för geovetenskaper på Göteborgs universitet och 2014 på SMHI i Göteborg. Sedimentackumulationshastigheten har undersökts av Strålsäkerhetsmyndigheten genom analys av Cs-137 och Pb-210 (Olszewski m.fl. 2018).



## Statistiska analyser

För statistiska analyser användes programmet JMP 14, och gränsen för signifikans sattes vid  $p = 0,05$ . Data log-transformerades innan analys. För analysen av skillnader mellan havsområden och över år har en ANOVA använts i form av en full faktoriell modell med Havsområde (nominal) och År (ordinal), där Station inkluderats som en så kallad nästads faktor inom Havsområde. Den parvisa skillnaden mellan olika havsområden analyserades sedan med Tukey's HSD. Resultaten redovisas i figurerna för respektive ämne genom bokstäver under havsområdena. Om havsområden har samma bokstav är resultaten inte signifikant skilda åt, medan olika bokstäver betecknar en signifikant skillnad mellan dessa områden. Om data från endast ett år analyserades användes en vanlig envägs-ANOVA följt av Tukey's HSD för att undersöka skillnader mellan havsområden. För analyser av samband mellan föroreningshalter och TOC har linjär regression använts, också med log-transformerade värden i JMP 14.

För att få en bild av tillförseln av grundämnen från land till hav via vattendrag i respektive havsområde har data från miljöövervakningsprogrammet för flodmynningar använts. Dessa data har erhållits från Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Observera att dessa data endast täcker tillförsel från svenska vattendrag och att alla vattendrag inte är inkluderade i övervakningsprogrammet. För analyser av tidstrender av denna tillförsel har linjär regression använts med ej transformerade värden.

För metaller har medelvärden per station ( $n = 7$ , men  $n = 5$  för SE-5 2008) använts för 2008 och 2014 i de statistiska analyserna. Om det har funnits värden under rapporteringsgränsen har ett värde som motsvarar halva rapporteringsgränsen använts vid uträkning av medelvärden. Detta var fallet för kvicksilver och nickel på en del stationer 2008 och 2014. Om alla värden för en station var under rapporteringsgränsen sattes dock medelvärdet till 0. När summaparametrar har räknats ut för organiska föroreningar, t.ex. sPCB<sub>7</sub>, har så kallad lägre koncentration använts. Detta innebär att för de ämnen som ingår i summaparametern men förekommer i halter under rapporteringsgränsen har halten av ämnet satts till noll.

## Bedömningsgrunder och jämförvärden

För att bedöma om de uppmätta halterna ligger på nivåer som kan vara toxiska för sedimentlevande organismer har effektbaserade bedömningsgrunder från Havs- och vattenmyndigheten (2013, 2018b) använts. Jämförelsen har gjorts direkt mellan de uppmätta halterna och bedömningsgrunden för respektive ämne. Detta gör att en bedömning av överskridande kan skilja sig från t.ex. de bedömningar som gjorts utifrån delvis samma data inom HELCOM och OSPAR, dvs. de regionala konventionerna för att skydda miljön i Östersjön respektive Nordostatlanten, eftersom man där gjort bedömningen utifrån uppskattad trend och ett 95%-konfidensintervall.

Förutom jämförelser med effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2013:19 har även så kallade indikativa värden använts (Havs- och vattenmyndigheten 2013, 2018b). Dessa baseras ofta på toxicitetsstudier för pelagiska organismer som lever i vattenmassan istället för sedimentlevande organismer. De har sedan räknats om till värden för sediment. Eftersom det finns osäkerheter i skillnaden i toxicitet mellan pelagiska och sedimentlevande organismer samt i de parametrar som används vid omräkningen blir det indikativa värdet osäkert. En halt under det indikativa värdet innebär därför inte att risk saknas, medan ett överskridande av det indikativa värdet tyder på att det kan förekomma risk och att det finns anledning att göra vidare undersökningar för att bedöma risken för att miljöstatusen i området inte är god.

Halterna av metaller har även utvärderats i förhållande till jämförvärden, dvs. de halter som anses representera förindustriella förhållanden (Naturvårdsverket 1999). Det är emellertid viktigt att komma ihåg att det enbart finns ett jämförvärde för hela landet trots att metallhalterna uppvisar en naturlig geografisk variation på grund av t.ex. skillnader i berggrundens innehåll av metaller.

## SEDIMENTPARAMETRAR

### Redoxförhållanden

Stationerna skiljer sig märkbart vad gäller redoxförhållanden (tabell 2, fig. 2). Under provtagningen mättes halten syrgas i bottenvattnet ovanför sedimentet, och sedimentytan observerades med undervattenskamera samt när prov togs upp. På stationerna i Egentliga Östersjön (SE-5 till SE-10) är bottenvattnet anoxiskt eller hypoxiskt, dvs. syrefritt eller med brist på syre, vilket visas av att halten löst syrgas under provtagningen 2014 var 0 ml per liter på de flesta av stationerna. Syrgashalten på SE-11 var också relativt låg, 0,7 ml per liter. Dessa stationer (SE-5 till SE-11) har en sedimentyta som visar tydliga tecken på syrebrist och som i vardagligt tal brukar kallas döda bottenar. Vid övriga stationer är sedimentytan oxiderad och syrgashalterna i bottenvattnet är mellan 4,2 och 8,1 ml per liter, som högst i Bottenviken och Västerhavet. Information om salinitet och temperatur i vattenkolumnen ovanför sedimentet vid respektive station finns i Apler & Josefsson (2016).

En allt större yta av bottenarna i Östersjön har blivit anoxiska eller hypoxiska under 1900-talet och framåt, vilket främst beror på den ökade övergödningen på grund av tillförsel av näringsämnen från land (Carstensen m.fl. 2014). De döda bottenarna förekommer i Egentliga Östersjön runt Gotland samt öster om Bornholm men utbredningen varierar över tid på grund av t.ex. tillfälliga inflöden av syrerikare havsvatten till Östersjön.

### Akkumulationshastighet

Sedimentets ackumulationshastighet varierar i hög grad mellan stationerna. Höga hastigheter på runt 1 cm eller mer per år uppmättes vid SE-16 i Västerhavet samt SE-8 och SE-5 i den nordligaste delen av Egentliga Östersjön (tabell 2), baserat på prover som togs 2014. De lägsta ackumulationshastigheterna, under 0,1 cm per år, förekom vid stationerna SE-9, SE-10 och SE-7 som alla ligger i Egentliga Östersjön. Att sedimentackumulationshastigheten varierar innebär att den tid som krävs för att bilda ett centimeters lager av sedimentpartiklar inte är samma för alla stationer. Den låga hastigheten vid SE-9, SE-10 och SE-7 gör att 1 cm i sedimentkärnan i genomsnitt motsvarar 22, 21 respektive 13 år. Sedimentet vid dessa stationer bör alltså reagera långsammare på förändringar i föroreningshalterna på partiklarna som sedimenterar än vad som är fallet på stationerna med hög sedimentackumulationshastighet. Observera att detta är ackumulationshastigheten i genomsnitt i sedimentkärnan och att ytlagret generellt är fluffigare än underliggande lager innan det kompakteras längre ner i kärnan, dvs. det provtagna ytlagret av sediment (0–1 cm) har sedimenterat under en kortare tid än vad ett 1 cm-lager i kärnan i genomsnitt har.

Akkumulationshastigheten mätt genom användning av Pb-210 respektive Cs-137 korrelerar väl, men mätningarna bör upprepas även vid kommande undersökningar för att bekräfta resultaten.

### TOC

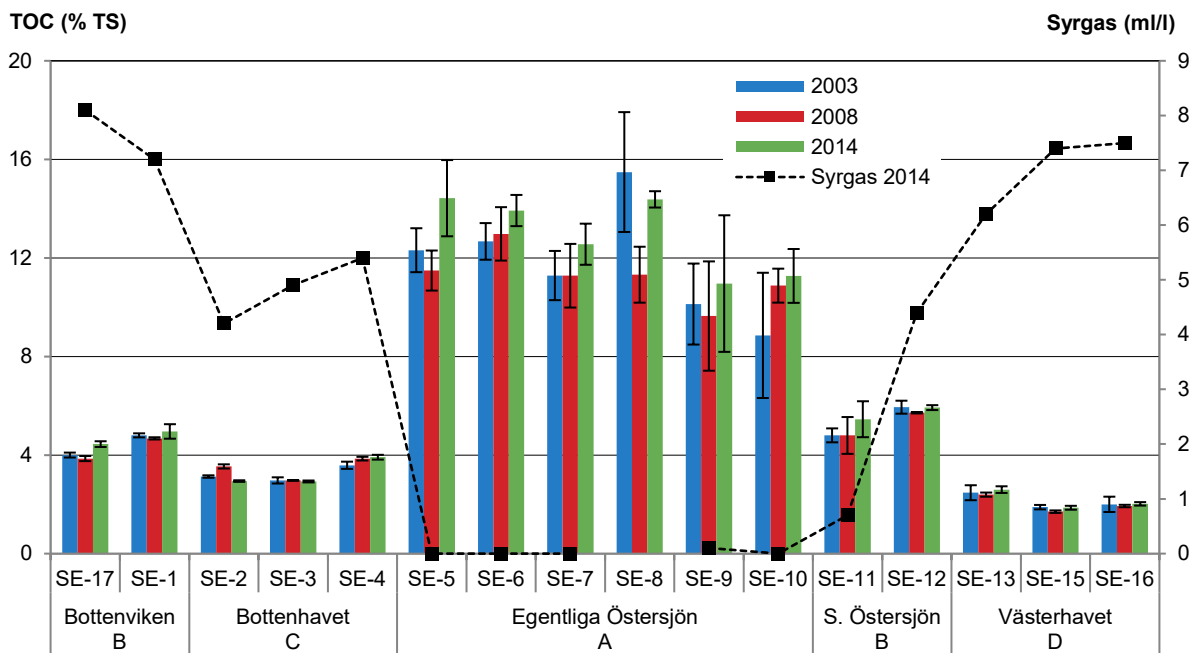
Halterna av TOC är markant högre i sedimenten på stationerna i Egentliga Östersjön än i övriga havsområden (fig. 2). Detta kan vara kopplat till de reducerande förhållandena som råder här och som kan göra att det organiska materialet inte bryts ned lika effektivt som under oxiderande förhållanden (Kristensen m.fl. 1995). Detta havsområde har en hög primärproduktion (Jonsson & Carman 1994), vilket ger en högre sedimentation av organiskt material som bidrar till att orsaka reducerande förhållanden. TOC-halterna är dock liknande på alla stationer i Egentliga Östersjön trots att sedimentackumulationshastigheten skiljer sig åt betydligt, med bara något lägre TOC-

halter på stationerna SE-7, SE-9 och SE-10 som har mycket låga ackumulationshastigheter jämfört med de mer nordliga stationerna (tabell 2). Station SE-11 i södra Östersjön, som också har en reducerad sedimenttyta men ett mer syresatt bottenvatten, har en lägre TOC-halt än stationerna i Egentliga Östersjön. Som figur 2 visar är skillnaderna i TOC-halter mellan havsområdena tydliga, med högst halter i Egentliga Östersjön, följt av södra Östersjön och Bottenviken som har liknande halter, Bottenhavet och Västerhavet. Det finns däremot inga statistiskt signifikanta skillnader i TOC-halt mellan de tre olika undersökningsåren.

Eftersom många organiska föroreningar, och i viss mån även metaller, binder till organiskt material kan föroreningshalterna vara relaterade till halterna av organiskt kol. Detta har visats för organiska föroreningar i jord i bakgrundsområden, dvs. områden utan punktkällor dit föroreningarna har transporterats genom atmosfärisk deposition (Meijer m.fl. 2003). För att få en bild av den geografiska belastningen kan i så fall föroreningshalterna normaliseras till halterna av organiskt kol, vilket i den här undersökningen skulle bli halt per kg TOC i sedimentet. En normalisering ger däremot en missvisande geografisk bild av föroreningsbelastningen i vattenmassan om nedbrytningen av organiskt kol i sedimentet sker med olika hastighet vid de olika stationerna, vilket sannolikt är fallet på grund av de reducerande förhållanden som råder vid en del stationer, samt om nedbrytningen av föroreningarna skiljer sig i hastighet från nedbrytningen av organiskt kol. Av denna anledning har föroreningshalterna inte normaliserats till organiskt kol utan redovisas per kg torrsbstans (TS) av sedimentet i text och figurer i rapporten. Däremot har korrelationen mellan föroreningshalter och TOC utvärderats för en del ämnen för att ytterligare granska geografiska skillnader.

**Tabell 2.** Sedimentackumulationshastigheten, antalet år en centimeter av sediment i genomsnitt motsvarar, halten löst syrgas i bottenvattnet, och om sedimentytan var oxiderad (Ox) eller reducerad (Red) på de 16 miljöövervakningsstationerna vid provtagningen 2014. Sedimentackumulationshastigheten ( $\pm 1$  standardavvikelse) undersöktes av Strålsäkerhetsmyndigheten och mer information om metoderna finns i Olszewski m.fl. (2018). Vid station SE-7 och SE-16 var det svårt att bestämma ackumulationshastigheten enligt  $^{137}\text{Cs}$ , och ingen hastighet kunde bestämmas vid SE-15 på grund av att kärnan var omblandad ner till minst 25 cm eller att ackumulationshastigheten var mycket hög. Syrgashalten i bottenvattnet kunde inte bestämmas vid SE-8 eftersom mätinstrumenten inte kunde sänkas ner till stationens djup, men antas vara 0 ml/l.

Station	Havsområde	Ack.hast. $^{210}\text{Pb}$ (cm/år)	Ack.hast. $^{137}\text{Cs}$ (cm/år)	Antal år per cm	Syrgas (ml/l)	Sedimenttyta
SE-17	Bottenviken	0,18 $\pm$ 0,04	0,18 $\pm$ 0,05	5,6	8,1	Ox
SE-1	Bottenviken	0,16 $\pm$ 0,01	0,14 $\pm$ 0,05	6,3	7,2	Ox
SE-2	Bottenhavet	0,67 $\pm$ 0,12	0,66 $\pm$ 0,09	1,5	4,2	Ox
SE-3	Bottenhavet	0,37 $\pm$ 0,04	0,39 $\pm$ 0,09	2,7	4,9	Ox
SE-4	Bottenhavet	0,42 $\pm$ 0,05	0,39 $\pm$ 0,09	2,4	5,4	Ox
SE-5	Egentliga Östersjön	1,03 $\pm$ 0,37	0,93 $\pm$ 0,09	1,0	0	Red
SE-6	Egentliga Östersjön	0,88 $\pm$ 0,09	0,75 $\pm$ 0,09	1,1	0	Red
SE-7	Egentliga Östersjön	0,08 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,05	13	0	Red
SE-8	Egentliga Östersjön	1,03 $\pm$ 0,42	1,02 $\pm$ 0,09	1,0	0	Red
SE-9	Egentliga Östersjön	0,045 $\pm$ 0,003	0,02 $\pm$ 0,05	22	0,1	Red
SE-10	Egentliga Östersjön	0,047 $\pm$ 0,002		21	0	Red
SE-11	Södra Östersjön	0,36 $\pm$ 0,09	0,27 $\pm$ 0,04	2,8	0,7	Red
SE-12	Södra Östersjön	0,57 $\pm$ 0,25	0,56 $\pm$ 0,09	1,8	4,4	Ox
SE-13	Västerhavet	0,62 $\pm$ 0,15	0,66 $\pm$ 0,09	1,6	6,2	Ox
SE-15	Västerhavet				7,4	Ox
SE-16	Västerhavet	1,49 $\pm$ 0,95	>1	0,7	7,5	Ox



**Figur 2.** Totalt organiskt kol (TOC, % TS) vid de 16 övervakningsstationerna under de tre undersökningsåren, samt syrgashalten uppmätt i bottenvattnet vid provtagningen 2014. Felstaplarna anger  $\pm 1$  standardavvikelse ( $n = 7$ ). Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## METALLER

Metaller förekommer, till skillnad från de flesta organiska föroreningar, naturligt i miljön och halterna i sedimentet påverkas av halterna i berggrunden och moränen inom avrinningsområdet. Därför kan det finnas stora naturliga variationer i halterna mellan olika havsområden och stationer. Halterna av metaller har dock ökat i miljön på grund av antropogen (mänsklig) påverkan. Dessutom är många metaller redoxkänsliga, vilket påverkar deras halter i ytsedimentet. Till exempel kan arsenik anrikas i ytan då ämnet kan migrera uppåt genom sedimentet och fällas ut med oxider eller hydroxider i ytsedimentet om syrgastillgången där är tillräcklig (Farmer 1991). Även kobolt kan associera med oxider och hydroxider och därmed fastläggas i syresatt sediment, medan ämnet är mer lättlösligt och kan frigöras när sedimenten är anoxiska (Swanner m.fl. 2014). Kadmium, koppar, nickel, bly och zink förekommer däremot som svårslösliga sulfider under reducerande förhållanden (Di Toro m.fl. 1990, Farmer 1991, Ankley m.fl. 1996, Chapman m.fl. 1998), vilket kan påverka koncentrationen i sedimentet i Östersjön (Borg och Jonsson 1996). Mätningar har visat att svavelhalten i sedimentet är högre i Egentliga Östersjön, där anoxiska förhållanden råder, än i övriga havsområden (Apler & Josefsson 2016). Även andra faktorer än redoxförhållanden kan påverka metallhalten i sedimentet, t.ex. binder en del metaller till organiskt material i vatten och sediment (Nissenbaum & Swaine 1976, Mantoura m.fl. 1978, Borg & Jonsson 1996). Sedimentets sammansättning och grad av syresättning avgör alltså fördelningen av metaller i botten samt i vilken form de förekommer.

## Arsenik

Arsenik är en toxisk halvmetall som bland annat har använts som träskyddsmedel, bekämpningsmedel och i legeringar. Stora utsläpp har även skett från smältverk och förbränningsanläggningar, men användningen av arsenik är nu kraftigt begränsad och de oavsiktliga utsläppen har minskats genom bättre rening.

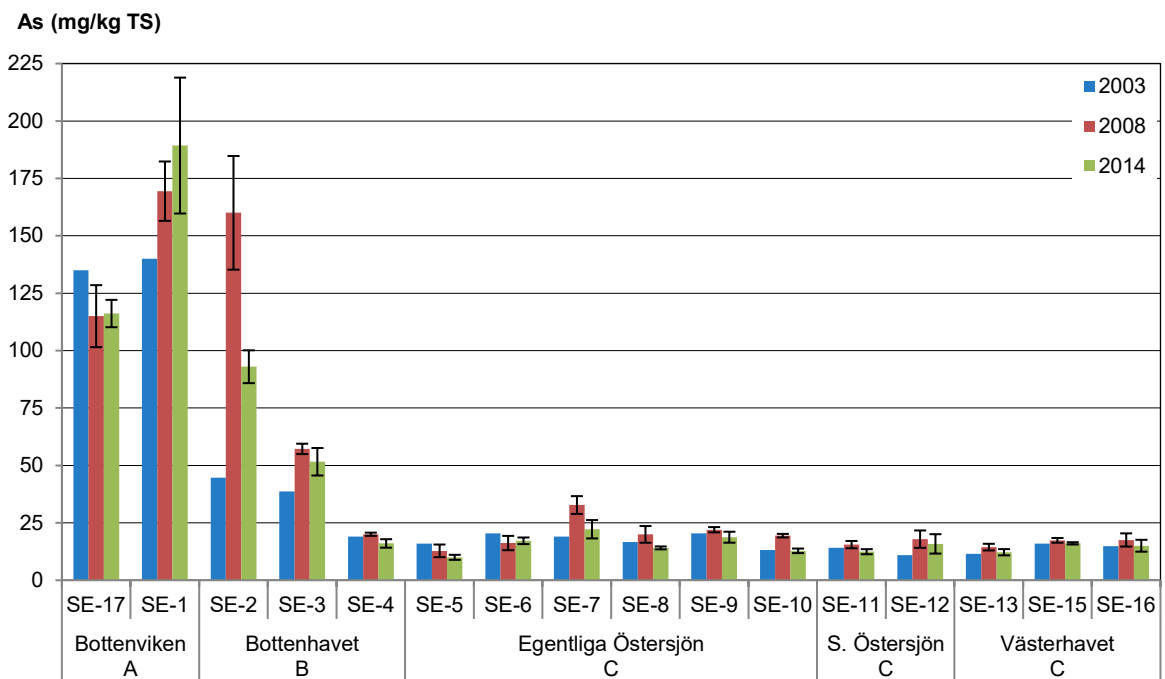
Arsenikhalterna är som högst i sediment i Bottenviken och Bottenhavet, och högst halter förekommer under alla år vid station SE-1 i södra Bottenviken (fig. 3). Halterna är signifikant högre i Bottenviken än i övriga havsområden och i Bottenhavet är de signifikant högre än i Egentliga Östersjön, södra Östersjön och Västerhavet. Halterna på station SE-4 i Ålands hav är till skillnad från de fyra nordligaste stationerna inte förhöjda. Samtliga stationer uppvisar halter som överstiger jämförvärdet på 10 mg/kg TS som representerar nationella förindustriella nivåer (Naturvårdsverket 1999), förutom station SE-5 där medelhalten ( $\pm 1$  standardavvikelse) 2014 är  $9,98 \pm 1,10$  mg/kg TS.

Arsenik förekommer i förhöjda halter i berggrund och morän i t.ex. Skelleftefältet (Andersson m.fl. 2014), vilket är en del av förklaringen till de höga halterna i Bottenviken och Bottenhavet. En annan orsak till de förhöjda halterna i dessa områden är sannolikt utsläpp från en punktkälla, metallsmältverket i Rönnskär, som historiskt sett har släppt ut stora mängder metaller. De högsta uppmätta halterna av arsenik gjordes vid station SE-1 som är den station som är belägen närmast Rönnskär. En tidigare sedimentundersökning vid Rönnskärsverken har visat att det är en källa till arsenik i sediment (Cato & Sellén 2004). Vid en tidigare studie av metaller i sediment i Östersjön (Borg & Jonsson 1996) förekom de tydligt högsta halterna av arsenik också i Bottenviken, vilket förklarades med höga historiska utsläpp från smältverk till luft och vatten.

Som nämnts tidigare kan även de kemiska förhållandena (anoxiska sediment med oxiderad yta) i sedimenten i Bottenviken och Bottenhavet bidra till anrikning av arsenik i ytsediment, eftersom ämnet fälls ut med oxider eller hydroxider vid den syresatta sedimentytan (Farmer 1991). Bottenvattnet är dock väl syresatt även på stationer i Västerhavet och delvis i södra Östersjön, så de höga halterna i Bottenviken beror således inte enbart på denna faktor utan även på skillnad i belastning. Tillförseln av arsenik från land till hav via vattendrag (data från SLU, medel för 1997–2016, endast tillförsel från svenska vattendrag) är störst i Bottenhavet som har ett stort avrinningsområde (24 ton/år), följt av Bottenviken (16 ton/år) och övriga Östersjön (10 ton/år). Dessa data omfattar enbart de vattendrag där mätningar sker, men de tyder på att tillförseln från land inte är den enda förklaringen till de förhöjda halterna i just Bottenviken. Snarare beror de höga halterna här på den naturligt förhöjda halten av arsenik i berggrund och morän kombinerat med en tydlig punktkälla.

Ingen kontinuerlig minskning eller ökning av arsenikhalterna i sedimentet från 2003 till 2014 kan urskiljas utan på många stationer uppmättes de högsta halterna 2008. Inte heller i tillförseln från land via vattendrag förekommer någon signifikant trend över tid för de olika avrinningsområdena (data från SLU, linjär regression, 1997–2016). Trots minskande trender av arsenik i atmosfäriskt nedfall har nivåerna av ämnet i svenska vattendrag ökat i både norra och södra Sverige. Detta tros bero på ökade halter av TOC, som arsenik kan binda till, i vattendragen (1996–2009; Huser m.fl. 2011). Inom det svenska miljöövervakningsprogrammet mäts arsenik nu även i marin biota, men det krävs fler mättillfällen innan tidstrender i biota kan utvärderas (Bignert m.fl. 2017).

Arsenik listas bland de särskilda förorenande ämnen (SFÄ) som i Sverige ska beaktas vid statusklassning enligt EUs ramdirektiv för vatten, dvs. vattendirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Det saknas dock effektbaserade bedömningsgrunder för sediment. Ämnet är inte en indikatorsubstans inom HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b).



**Figur 3.** Arsenikhalterna (As) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärdet  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Kadmium

Kadmium har använts i många olika produkter och processer samt förekommer som en förorening i fosfatgödsel och zinkprodukter. Användningen har begränsats och idag används kadmium främst i batterier, färger och elektronik (Andersson m.fl. 2012). De största antropogena kadmiumkällorna anses vara förbränning av fossila bränslen, användning av fosfatgödsel och metalltillverkning (Andersson m.fl. 2012). Luftutsläppen har minskat kraftigt sedan början av 1990-talet, bland annat på grund av bättre processer och rening inom metallindustrin, och en viktig utsläppskälla till luft är nu förbränning av biomassa (Naturvårdsverket 2019c). Stora mängder kadmium kan också frigöras från land till vattenmiljön från så kallade sura sulfatjordar (Andersson m.fl. 2012), vilka bildas när sulfidhaltig jord oxideras. Sura sulfatjordar förekommer på tidigare havsbotten som lyfts ovan kustlinjen på grund av landhöjningen, och stora arealer förekommer i norra Finland och Sverige. Beräkningar i Finland visar att betydligt större mängder kadmium, cirka 5 gånger mer, sprids till vattenmiljön från sura jordar än från industriutsläpp (Sundström m.fl. 2002).

Kadmiumhalterna i sediment skiljer sig signifikant mellan de olika havsområdena. Halterna är högst i Egentliga Östersjön, följt av Bottenviken, södra Östersjön och Bottenhavet, med lägst halter i Västerhavet (fig. 4). Den effektbaserade bedömningsgrunden för kadmium i sediment från Havs- och vattenmyndigheten (2013) är 2,3 mg/kg TS, vilket överskrids på ett flertal av stationerna i Egentliga Östersjön. Detta visar att halterna är tillräckligt höga för att kunna utgöra en risk för sedimentorganismer på stora områden av Sveriges havsbottnar. De höga halterna i sediment i Egentliga Östersjön har också observerats i en tidigare sedimentstudie (Borg & Jonsson 1996) och även mätningar i strömning inom miljöövervakningen av marin biota uppvisar ett liknande mönster (Bignert m.fl. 2017). Strömningen på provtagningsstationer i Egentliga Östersjön och södra Bottenhavet innehåller högst halter, följt av södra Östersjön, med lägre halter i Västerhavet och de norra delarna av Bottniska viken. Det nationella jämförvärdet för sediment på 0,2 mg/kg TS, som representerar förindustriella halter (Naturvårdsverket 1999), överskrids på alla stationer i Östersjön men aldrig på de tre stationerna på västkusten.

Tillförseln av kadmium till Östersjön sker främst genom tillförsel via vattendrag (79 %) och till resterande del via atmosfärisk deposition, enligt en sammanställning för åren 2012–2014 av HELCOM (2018a). Tillförseln via vattendrag kommer främst från Finland, Polen och Sverige, som är länder med stor avrinningsyta eller hög befolknings- och industritäthet. Den största tillförseln av kadmium via vattendrag sker till Egentliga Östersjön (1,6 ton/år) följt av Bottenviken (1,3 ton/år) och Bottenhavet (1,2 ton/år, siffror för 2014; HELCOM 2018a). Den atmosfäriska depositionen har en nord-sydlig gradient, med högre deposition i de södra delarna av Östersjön på grund av närheten till regioner med stora utsläpp.

En del av den geografiska variationen i kadmiumhalter i sediment skulle således kunna förklaras med mönstret i tillförsel, men halterna är kraftigt förhöjda i Egentliga Östersjön i förhållande till närliggande havsområden. En förklaring till detta är redoxförhållandena i sedimentet. I Egentliga Östersjön råder reducerande förhållanden i ytsediment och bottenvatten (tabell 2), och det är välkänt att kadmium bildar svårslösliga sulfider i reducerat sediment (Di Toro m.fl. 1990, Ankley m.fl. 1996). De reducerande förhållandena i sedimentet i Egentliga Östersjön kan således vara en bidragande orsak till de höga kadmiumhalterna här (Borg & Jonsson 1996). Även stationerna i Bottenviken har förhöjda kadmiumhalter trots oxiderande förhållanden i sedimentet och hög syrgashalt i bottenvattnet. Detta skulle kunna vara kopplat till de stora historiska utsläppen från Rönnskärsverken, även om smältverket inte är en lika markant källa till kadmium i sediment som till arsenik (Cato & Sellén 2004).

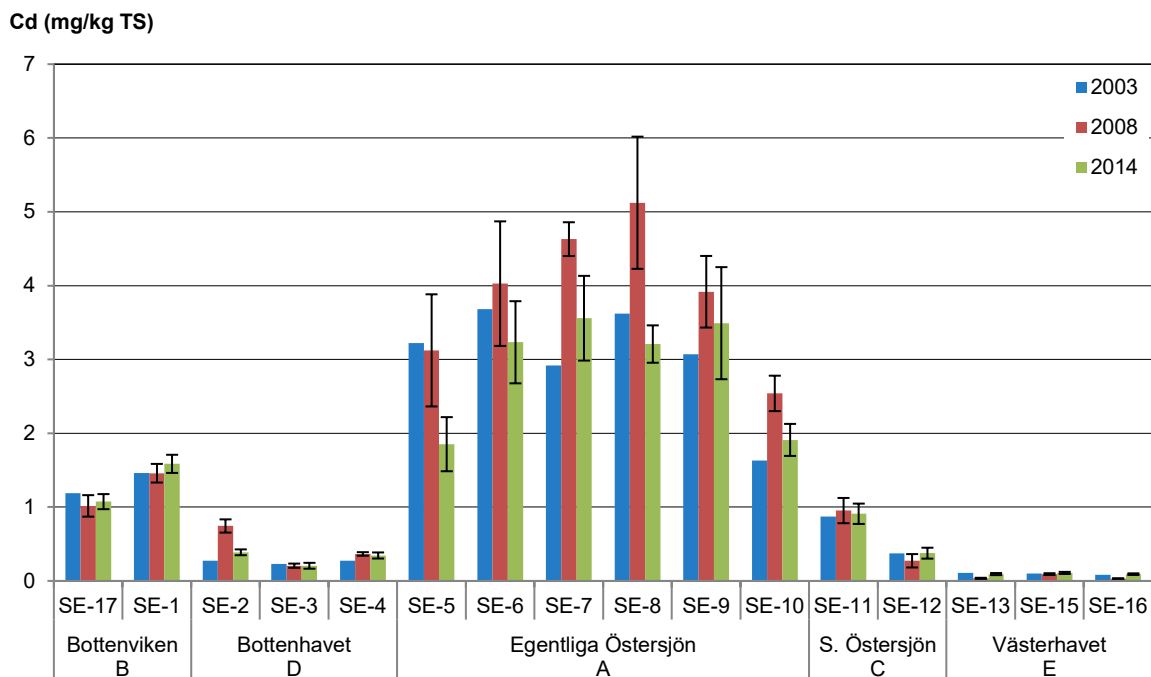
Eftersom halterna av organiskt kol är höga på de stationer som har reducerande förhållanden (fig. 2) uppvisar kadmiumhalterna en positiv och signifikant linjär regression till halterna av TOC ( $r^2 = 0,84$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 48$ ). På stationerna i Bottenviken och station SE-2 i Bottenhavet är halterna av kadmium förhöjda i förhållande till vad halterna skulle vara utifrån regressionen mot TOC, vilket som nämnts kan bero på inflytande från en punktkälla.



Det finns inga signifikanta skillnader i kadmiumhalterna i sediment mellan de tre undersökningsåren. Den atmosfäriska depositionen av kadmium beräknas ha minskat med 60 % mellan 1990 och 2014, men trenden har planat ut (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Tillförseln av kadmium från vattendrag över tid visar en avtagande trend i länder som Tyskland och Finland som har längre tidsserier, medan tidsserien i Sverige är mindre tydlig (HELCOM 2018a). Enligt mätningar i svenska flodmynningar minskar tillförseln av kadmium från land signifikant i Bottenhavet och övriga Östersjön (data från SLU, linjär regression, 1997–2016), men inte i Bottenviken, Kattegatt eller Skagerrak. Tidstrenderna för koncentrationerna i strömning tyder överlag på högst halter i Östersjön i mitten eller slutet av 1990-talet, men under de senaste åren går det inte att se någon genomgående trend (Bignert m.fl. 2017). För en del stationer och övervakade arter har halterna ökat de senaste 10–20 åren (Bignert m.fl. 2017), trots vidtagna åtgärder.

Kadmium är ett prioriterat ämne i vattendirektivet och ingår i en indikator för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Ämnet är även ett indikatorämne i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b). Eftersom kadmium förekommer i halter över den effektbaserade bedömningsgrunden i sediment bidrar det till en försämrad miljöstatus. Det har också identifierats av Toxikologiska rådet (2018) som ett ämne som, i de koncentrationer det förekommer idag, har en negativ påverkan på folkhälsan i Sverige. Rådet uppmanar till att tidigare beslutade åtgärder (Naturvårdsverket 2013) genomförs för att minska exponering för kadmium via livsmedel. Jämförelser mellan utsläpp av kadmium och den atmosfäriska depositionen av ämnet i Östersjöregionen visar på en diskrepans som tyder på att källor utanför regionen kan vara väsentliga, och att det således behövs åtgärder på global nivå för att minska problemet (Andersson m.fl. 2012).

Det finns ingen specifik åtgärd angående kadmium inom vattenmyndigheternas åtgärdsprogram eller åtgärdsprogrammet för havsmiljön. De åtgärder som genomförs i Bottenvikens och Bottenhavets program för att minska belastningen från sura sulfatjordar har dock troligtvis en positiv inverkan på kadmiumutsläppen (Vattenmyndigheterna 2016). Det är möjligt att ytterligare åtgärder kommer att behövas för att sänka halterna av kadmium i miljön, inklusive i havsmiljön.



**Figur 4.** Kadmiumhalterna (Cd) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärde ± standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Kobolt

Kobolt används bland annat i legeringar för att öka hållfastheten samt i olika typer av batterier. På grund av en växande marknad för elfordon förväntas användningen öka de kommande åren.

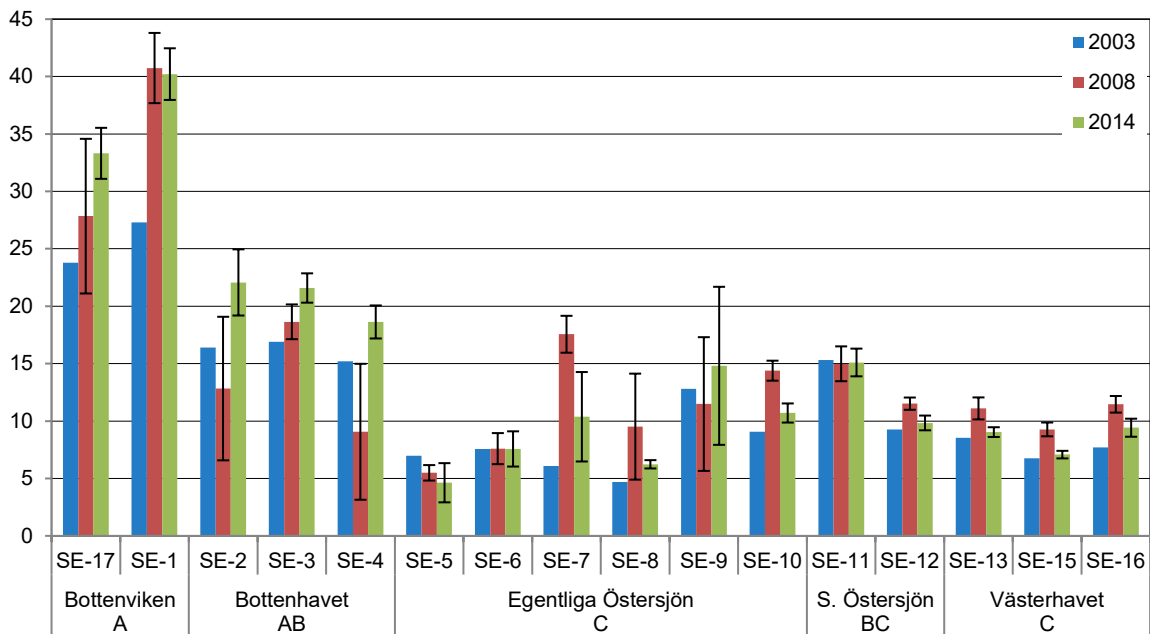
Kobolthalterna varierar mindre mellan havsområdena än arsenik och kadmium, men är signifikant högre i sediment i Bottenviken än i de flesta övriga havsområdena (fig. 5). Även Bottenhavet har förhöjda kobolthalter, som är signifikant högre än i Egentliga Östersjön och Västerhavet.

Högst halter förekommer under alla år på station SE-1 i södra Bottenviken, vilket överensstämmer med mönstret för arsenik. Till skillnad från arsenik är dock Rönnskärsverken inte en stor källa till kobolt (Cato & Sellén 2004). En förklaring till de förhöjda koncentrationerna kan vara de höga halt-erna av kobolt i berggrund och morän i norra Lappland samt söderut längs fjällkedjan (Andersson m.fl. 2014). Även tillförseln av kobolt från svenska vattendrag till havet är som högst i Bottenviken (10 ton/år), följt av Bottenhavet (6 ton/år), Kattegatt (5 ton/år) och övriga Östersjön (4 ton/år; data från SLU, medel för 1997–2016). En annan bidragande orsak till de förhöjda halterna i Bottenviken kan vara att kobolt, liksom arsenik, är mer lösligt under reducerande än under oxiderande förhållanden, och ämnet kan anrikas genom bindning till oxider och hydroxider av järn eller mangan i oxiderat ytsediment (Swanner 2014).

Det finns inga signifikanta skillnader i kobolthalterna i sedimentet mellan de tre undersöknings-åren, och det finns inte heller några signifikanta trender över tid vad gäller tillförsel från land enligt data från flodmynningsprogrammet. Halterna av kobolt i svenska vattendrag verkar ha ökande trender men det är få vattendrag som uppvisar signifikanta trender (1996–2009; Huser m.fl. 2011).

Kobolt är inte ett prioriterat ämne inom vattendirektivet eller en nationell SFÄ, och det är inte heller ett ämne som ingår i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b). Det finns ingen effektbaserad bedömningsgrund för kobolt i sediment, men jämförvärdet som antas representera förindustriella halter är 12 mg/kg TS (vid kemisk analys enligt svensk standard, metoden användes 2014) eller 14 mg/kg TS (vid totalanalys, metoden användes 2003 och 2008; Naturvårdsverket 1999). Dessa värden överskreds på sex av 16 stationer 2003 och 2008 och på åtta av 16 stationer 2014.

Co (mg/kg TS)



**Figur 5.** Kobolthalterna (Co) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärdet ± standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

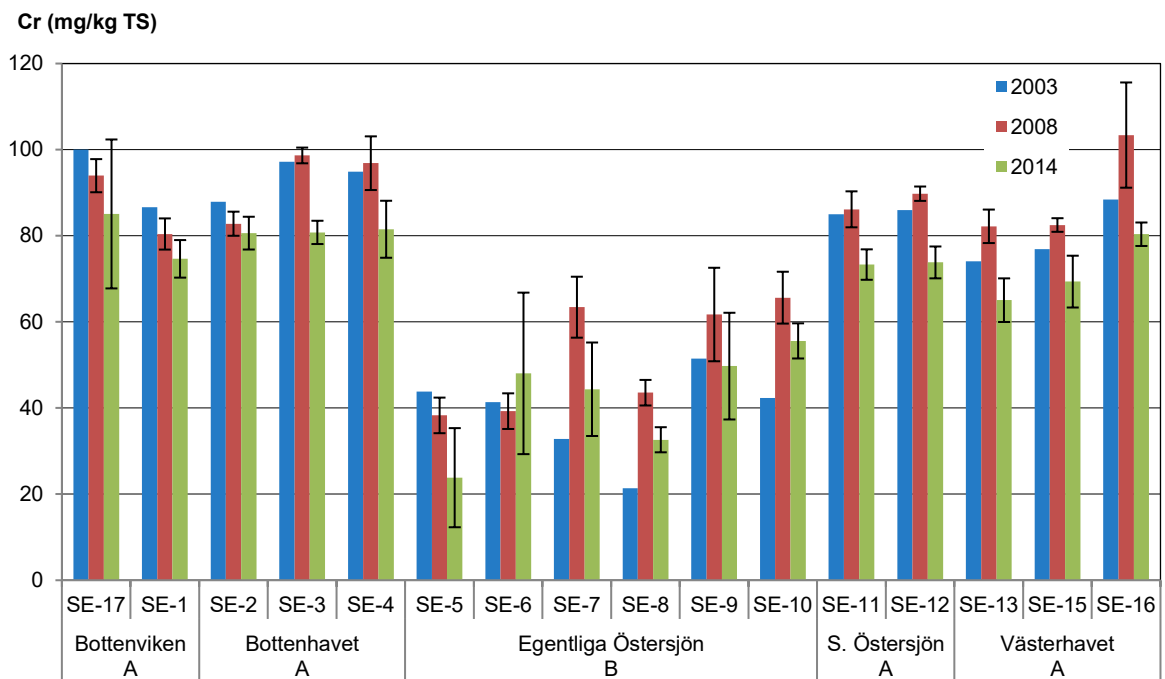
## Krom

Krom används i stora mängder inom industrin, t.ex. i rostfritt stål men också för ytbehandling av andra metaller. Det används också inom läderindustrin för garvning och i färger. Utsläppen sker främst till vatten via avloppsreningsverk medan utsläppen till luft är lägre (Naturvårdsverket 2019a).

Kromhalterna i sediment ligger på samma nivå, runt 70–100 mg/kg TS, i alla havsområden utom Egentliga Östersjön som uppvisar signifikant lägre nivåer (fig. 6). Kromhalterna varierar här mellan 20 och 70 mg/kg TS över alla undersökningsår. Kromhalterna har således ett geografiskt mönster som avviker från alla övriga undersökta metaller. Det är möjligt att de lägre kromhalterna i sediment i Egentliga Östersjön är kopplade till de reducerande förhållandena som råder här. Mer detaljerade undersökningar behövs för att fastställa vad orsaken är, men det kan vara kopplat till att krom till skillnad från t.ex. kadmium, koppar, bly och zink inte bildar svårslösliga sulfider i reducerat sediment (Farmer 1991, Guo m.fl. 1997, Berry m.fl. 2004). Krom förekommer i två olika former i sediment beroende på redoxförhållanden: vid oxiderande förhållanden förekommer lösligt sexvärt krom, som övergår till mindre lösligt trevärt krom vid reducerande förhållanden. (Guo m.fl. 1997, Berry m.fl. 2004). På stationerna i Egentliga Östersjön borde således krom vara bundet till sedimentet (Berry m.fl. 2004), men det är också möjligt att det trevärda kromet bildar mer lösliga komplex med organiskt material (Guo m.fl. 1997). I strömming, provtagen inom miljöövervakningen av marin biota i Östersjön och Västerhavet, är kromhalterna likartade i de olika havsområdena, dvs. speglar inte det geografiska mönstret som halterna i sediment uppvisar (Bignert m.fl. 2017).

I likhet med arsenik finns det ingen kontinuerlig minskning eller ökning av kromhalterna i sediment från 2003 till 2014 utan högst halter förekommer på många stationer 2008. Halterna av krom i svenska vattendrag minskar över tid i både norra och södra Sverige (1996–2009; Huser m.fl. 2011) och tillförseln från land till hav minskar signifikant i alla avrinningsområden utom Bottenviken (data från SLU, linjär regression, 1997–2016). Mätningar inom miljöövervakningen av marin biota i Östersjön och Västerhavet tyder på att kromhalterna har minskat i fisk sedan 1995, men analysmetoden har ändrats vilket gör att trenderna är osäkra (med ett tydligt skift vid tiden för metodändringen; Bignert m.fl. 2017). De flesta av tidstrenderna för biota visar på ökande halter av krom under de senaste tio åren, men även dessa bör betraktas som osäkra (Bignert m.fl. 2017).

Krom är listad som en SFÄ för Sverige vid statusklassning enligt vattendirektivet, men ämnet ingår inte i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b). Det finns inte någon effektbaserad bedömningsgrund för krom i sediment, men jämförvärdet som antas representera förindustriella halter är 80 mg/kg TS (vid kemisk totalanalys vilket är analysmetoden som användes alla undersökningsår; Naturvårdsverket 1999). Detta värde överskrids aldrig i Egentliga Östersjön men under åtminstone ett undersökningsår på alla övriga stationer (fig. 6).



**Figur 6.** Kromhalterna (Cr) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärde  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Koppar

Koppar används till en rad olika ändamål, bland annat i el- och dricksvattenledningar, men också i bekämpningsmedel som t.ex. i båtbottnfärger. Utsläppen av koppar till luft kommer främst från trafiken då metallen förekommer på bromsbeläggen i bilar och frigörs vid bromsning (Naturvårdsverket 2019d). Tidigare förekom även relativt stora utsläpp från metallindustrin men dessa har minskat till följd av bättre rening.

Kopparhalterna i sediment har en liknande geografisk fördelning som kadmium, med signifikant högre halter i Egentliga Östersjön än i de övriga havsområdena (fig. 7). Liksom för kadmium är kopparhalterna lägst i Västerhavet och näst lägst i Bottenhavet, däremot är de inte högre i Bottenviken än i södra Östersjön. Kopparhalterna i strömming uppvisar inga signifikanta skillnader mellan olika havsområden, enligt data från miljöövervakningen i marin biota (Bignert m.fl. 2017).

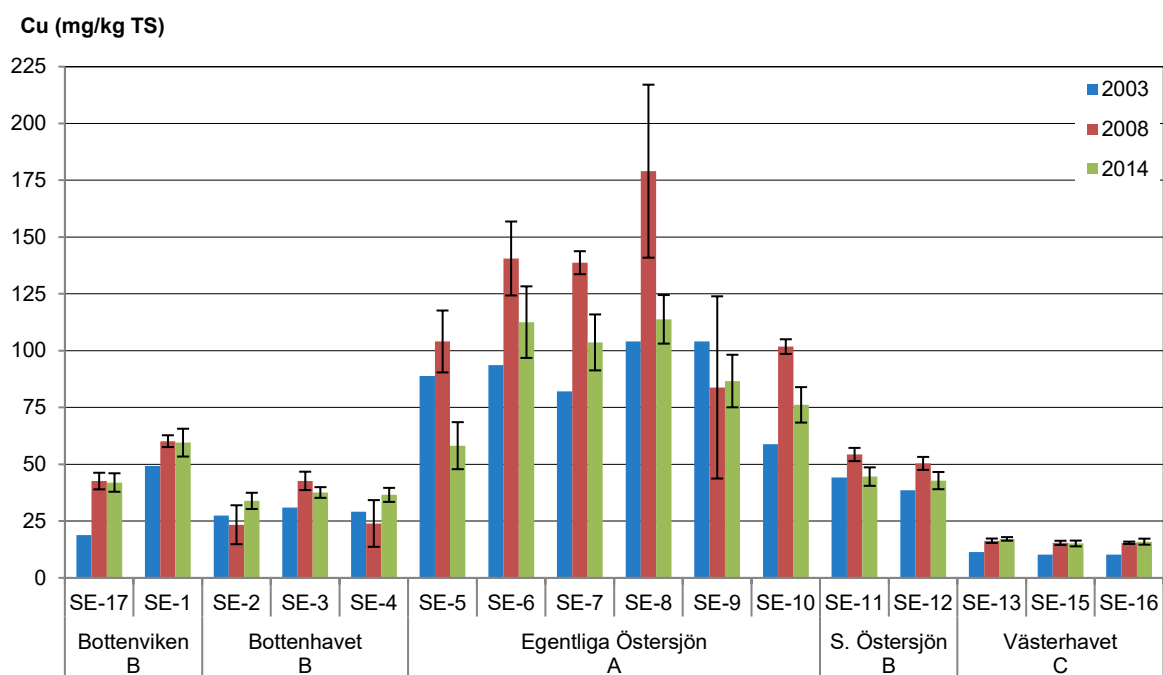
De högsta halterna av koppar i morän i Sverige förekommer i fjällkedjan samt i norra Norrbotten (Andersson m.fl. 2014), och den högsta tillförseln från land via vattendrag sker i Bottenhavet (75 ton/år) och Bottenviken (68 ton/år), följt av övriga Östersjön (46 ton/år) och Kattégatt (38 ton/år; data från SLU, medel för 1997–2016). Enligt en sammanställning från Naturvårdsverket (2019e) är dock den årliga belastningen av koppar på vatten högst i Västerhavets vattendistrikt, följt av Bottenhavet och Bottenviken. I likhet med kadmium motsvarar således det geografiska mönstret av kopparhalterna i sediment inte mönstret i tillförseln från land. Liksom kadmium bildar koppar svårösliga sulfider i reducerat sediment (Di Toro m.fl. 1990, Ankley m.fl. 1996), vilket kan förklara de förhöjda halterna av koppar i Egentliga Östersjön.

Kopparhalterna uppvisar en positiv och signifikant linjär regression till TOC-halterna i sedimentet ( $r^2 = 0,85$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 48$ ). Detta kan, som nämnts i samband med kadmium, vara relaterat till att de reducerande förhållandena i sedimenten i Egentliga Östersjön sammanfaller med höga TOC-halter, men kan också bero på att koppar gärna binder till organiskt material (Nissenbaum & Swaine 1976, Mantoura m.fl. 1978). Inga havsområden har genomgående förhöjda kopparhalter i förhållande till vad halterna skulle vara utifrån regressionen mot TOC, vilket är en skillnad mot kadmium där halterna var förhöjda i förhållande till TOC-halterna i Bottenviken samt på station SE-2. Station SE-1 har visserligen genomgående förhöjda kopparhalter, vilket kan bero på påverkan från Rönnskärnsverken som är en källa till koppar (Cato & Sellén 2004), men SE-17 och SE-2 har inte förhöjda halter av koppar i förhållande till sina TOC-halter.

Det finns ingen kontinuerlig minskning eller ökning av kopparhalterna i sedimentet mellan 2003 och 2014 utan högst halter förekommer på många stationer 2008. Extraktionsmetoden ändrades mellan 2008 och 2014 till lakning med 7 M HNO<sub>3</sub>, men både 2003 och 2008 användes total uppslutning med fluorvätesyra. De förhöjda halterna 2008 jämfört med 2003 och 2014 bör därför inte vara relaterade till analysmetoden. Kopparhalterna i svenska vattendrag minskar överlag över tid även om det finns skillnader mellan norra och södra Sverige, med ökande halter i södra Sverige (1996–2009; Huser m.fl. 2011). Tillförseln av koppar från land till hav via vattendrag visar inte några signifikanta trender över tid (data från SLU, linjär regression, 1997–2016), och det gör inte heller kopparhalterna i marin biota enligt mätningar inom miljöövervakningen (Bignert m.fl. 2017).

Koppar är ett SFÄ för Sverige inom vattendirektivet och ingår i en indikator för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a), men det ingår inte i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b). Det nationella jämförvärdet för koppar, som antas representera förindustriella halter, är 15 mg/kg TS (Naturvårdsverket 1999) och överskreds på alla stationer förutom de tre stationerna på Västkusten 2003. Den effektbaserade bedömningsgrunden för marina sediment med en TOC-halt på 5 % är 56 mg/kg TS (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Innan jämförelse med bedömningsgrunden ska den naturliga bakgrundshalten subtraheras från den uppmätta halten. Om det nationella jämförvärdet används som bakgrundshalt för alla stationer, vilket är approximativt då det finns en geografisk variation som inte

har beaktats i jämförvärdet, överskrider den effektbaserade bedömningsgrunden på station SE-8 2008 (72 mg/kg TS efter subtraktion av bakgrund och normalisering till 5 % TOC).



**Figur 7.** Kopparhalterna (Cu) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärde ± standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Kvicksilver

Kvicksilver har använts för en rad ändamål, t.ex. i termometrar, amalgamfyllningar eller som fungicider, och används nu främst i lågenergilampor. På grund av dess giftighet, främst hos de organiska formerna av ämnet, har användningen inskränkts kraftigt och utsläppen från t.ex. metallindustri och avfallsförbränning minskat betydligt.

De högsta halterna av kvicksilver i sediment förekommer i Bottenviken, som uppvisar signifikant högre halter än Västerhavet, Bottenhavet och Egentliga Östersjön (fig. 8). Det som utmärker det geografiska mönstret för kvicksilver är att två stationer har markant högre halter än övriga stationer under alla tre år. Den station som uppvisar högst halter är station SE-1 i södra Bottenviken, följt av station SE-12 i Arkonabassängen i södra Östersjön. Sedimenten på resterande stationer har kvicksilverhalter i samma storleksordning.

Till skillnad från många andra metaller sker tillförseln av kvicksilver till Östersjön till stor del genom atmosfärisk deposition. I en sammanställning för åren 2012–2014 beräknas 70 % av kvicksilvret komma via atmosfärisk deposition och resterande del från tillflöde via vattendrag, förutom cirka 4 % som beräknas komma från direktutsläpp från punktkällor (som dock kan vara underskattat; HELCOM 2018a). Den atmosfäriska depositionen är högre i de södra än i de norra delarna av Östersjön på grund av närheten till regioner med högre utsläpp. Tillförseln via vattendrag från länderna runt om Östersjön är störst till Egentliga Östersjön (0,65 ton/år) följt av Bottenviken (0,28 ton/år) och Bottenhavet (0,16 ton/år, siffror från 2014; HELCOM 2018a).

Att halterna av kvicksilver är förhöjda på specifika stationer snarare än i olika havsområden pekar på ett inflytande från punktkällor snarare än storskaliga processer. Den station som har högst halter under alla undersökningsår är SE-1 i Bottenviken. Högre halter av kvicksilver i Bottenviken har observerats även vid tidigare sedimentundersökningar i Östersjön och har förklarats med närheten till smältverk (Borg & Jonsson 1996). Det är känt att Rönnskärsverken har släppt ut stora mängder kvicksilver vilket bidragit till förhöjda koncentrationer av metallen i sediment (Cato & Sellén 2004). Detta kan således förklara den förhöjda halten vid SE-1. I den svenska miljöövervakningen av marin biota förekom de högsta kvicksilverhalterna i strömning från Ålands hav och nära Stockholm (2013–2015; Bignert m.fl. 2017). Halterna i strömning från Bottenviken var lägre än dessa men ändå förhöjda jämfört med halterna i strömning överlag i miljöövervakningen. Orsaken till de förhöjda halterna i sedimentet vid station SE-12 i södra Östersjön, med näst högst kvicksilverhalter, är inte känd.

Det nationella jämförvärdet för kvicksilver, som antas representera förindustriella halter, är 0,04 mg/kg TS (Naturvårdsverket 1999). Detta värde överskrids på i stort sett alla stationer och alla år, förutom på två stationer i Egentliga Östersjön 2008 och en station 2014 (fig. 8). Detta är stationer där kvicksilverhalten har varit under rapporteringsgränsen i minst ett av de replikat som ingår i medelvärdet och där en halt på halva rapporteringsgränsen då använts vid beräkning av medelvärdet. Det finns ingen effektbaserad bedömningsgrund för kvicksilver i sediment eftersom bedömningsgrunden för biota bör användas vid statusklassificeringen (Havs- och vattenmyndigheten 2018b).

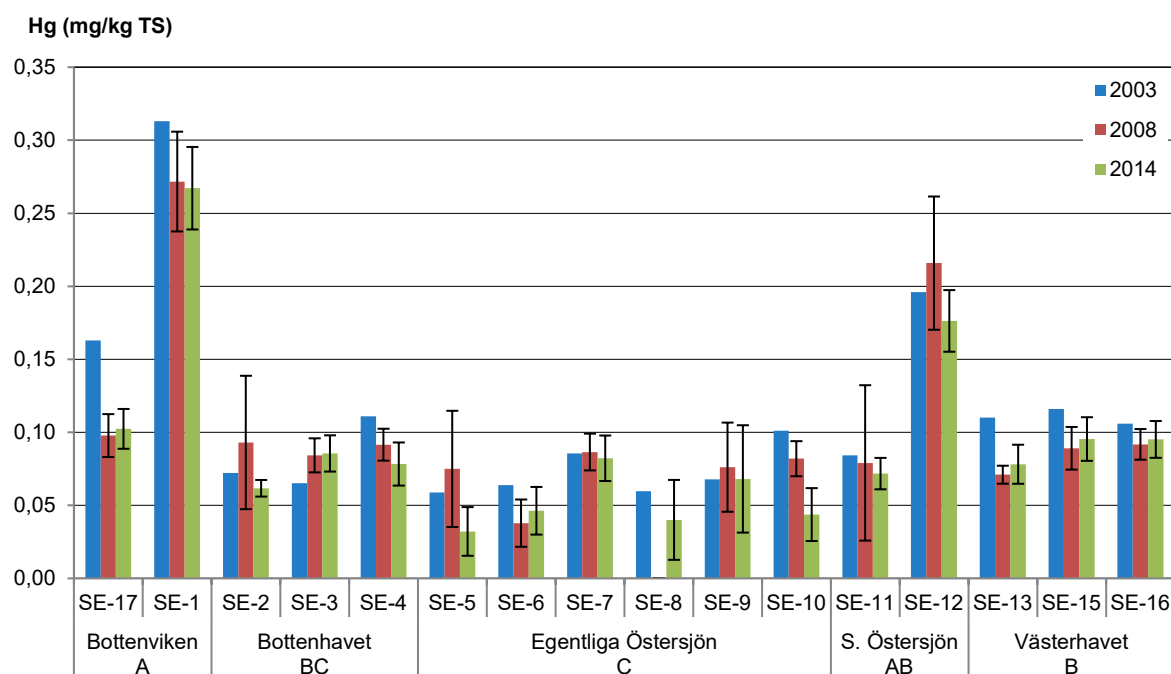
Halten kvicksilver i sediment är svagt negativt men signifikant korrelerad mot halten TOC ( $r^2 = 0,14$ ,  $p = 0,009$ ,  $n = 47$ ). Denna negativa korrelation är svår att förklara eftersom kvicksilver har en tendens att binda till organiskt material (Andersson m.fl. 2014, Mantoura m.fl. 1978). Förklaringsgraden i regressionen är dock låg och främst driven av lägre halter av kvicksilver och högre halter av TOC i Egentliga Östersjön.

Det finns inga statistiskt signifikanta skillnader i sedimentens kvicksilverhalter mellan de tre undersökningsåren. Användningen av kvicksilver har minskat på grund av förbud och restriktioner både inom EU och globalt, och den atmosfäriska depositionen av kvicksilver till Östersjön har minskat med 15 % från 1990 till 2014 (HELCOM 2018a). Minskningen är inte lika tydlig som för kadmium eller bly, troligen på grund av att kvicksilver kan transporteras längre i atmosfären



och att Östersjön därmed påverkas mer av de globala utsläppen av denna metall (HELCOM 2018a). Den minskande trenden av atmosfärisk kvicksilverdeposition har dessutom planat ut (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Tillförseln av kvicksilver till Östersjön via vattendrag från Tyskland förefaller minska över tid medan trenden för Sverige, med lika lång tidsserie, är mindre tydlig (1995–2014; HELCOM 2018a). Tillförseln till Bottenviken och Bottenhavet via vattendrag minskar signifikant över tid och nedåtgående trender över tid kan även ses för övriga Östersjön och Kattegatt, även om dessa inte är statistiskt signifikanta (data från SLU, linjär regression, 1997–2016). Tidstrenderna för kvicksilver i sillgrissleägg inom miljöövervakningen av marin biota visar på sjunkande halter medan trenderna för halter i strömming varierar mellan olika provtagningsstationer (Bignert m.fl. 2017). Överlag har kvicksilverhalterna i strömming minskat i samtliga havsområden under det senaste årtiondet. Minskningen har dock inte varit tillräcklig då koncentrationerna fortfarande ligger över tröskelvärdena (Bignert m.fl. 2017).

Kvicksilver är ett prioriterat ämne i vattendirektivet och även reglerat globalt genom bland annat Minamatakonventionen om kvicksilver som trädde i kraft 2017. Kvicksilver ingår också i en indikator för farliga ämnen i havsmiljödirektivet och överskrider tröskelvärdet i biota i samtliga svenska havsområden (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). I HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus är kvicksilver ett av de ämnen som mest markant överskrider tröskelvärdena i biota och bidrar till sänkt miljöstatus (HELCOM 2018b). Så är även fallet vid statusbedömning av svenska kust- och havsområden (Havs- och vattenmyndigheten 2015). De höga halterna av ämnet i relation till tröskelvärdena gör att en god miljöstatus inte tros kunna nås inom överskådlig framtid (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). På grund av att långväga lufttransport är en viktig tillförselväg av kvicksilver till Östersjöregionen har arbete på internationell nivå identifierats vara viktigt (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Den stora skillnaden i halter i sediment på olika stationer visar dock att punktkällor kan ha en betydande påverkan. Även om de tidigare utsläppen har minskat eller upphört helt, kan de ligga kvar i mark och sediment och därifrån fortsätta sprida sig i miljön. Det är således viktigt att arbetet med åtgärder av förorenade områden fortskrider för att ytterligare minska kvicksilverhalterna i den akvatiska miljön.



**Figur 8.** Kvicksilverhalterna (Hg) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärdet  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Rapporteringsgränsen för kvicksilver ligger nära de halter som förekommer i sedimentet. Halterna var under rapporteringsgränsen i ett eller flera prover (av totalt sju) på SE-5, SE-6, SE-9 och SE-11 2008 samt på SE-5, SE-6, SE-8, SE-9 och SE-10 2014. För station SE-8 2008 rapporteras inte någon halt eftersom alla sju prover som togs på stationen hade halter under rapporteringsgränsen på 0,05–0,08 mg/kg TS. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Nickel

Nickel används för en rad olika ändamål, bland annat som ytbeläggningsmedel för att skydda mot korrosion. Det förekommer främst i rostfritt stål men också i batterier och katalysatorer.

Nickelhalterna i sedimentet skiljer sig relativt lite åt mellan de olika stationerna och havsområdena (fig. 9). Sedimenten i Egentliga Östersjön har signifikant högre halter än i Västerhavet och Bottenviken. Skillnaden mot Bottenviken beror troligtvis på de låga halterna uppmätta där 2003 medan halterna 2008 och 2014 är i samma storleksordning som halterna i Egentliga Östersjön. I övrigt finns inga signifikanta skillnader mellan havsområdena, och det finns ingen station som har genomgående höga halter under alla tre undersökningsår.

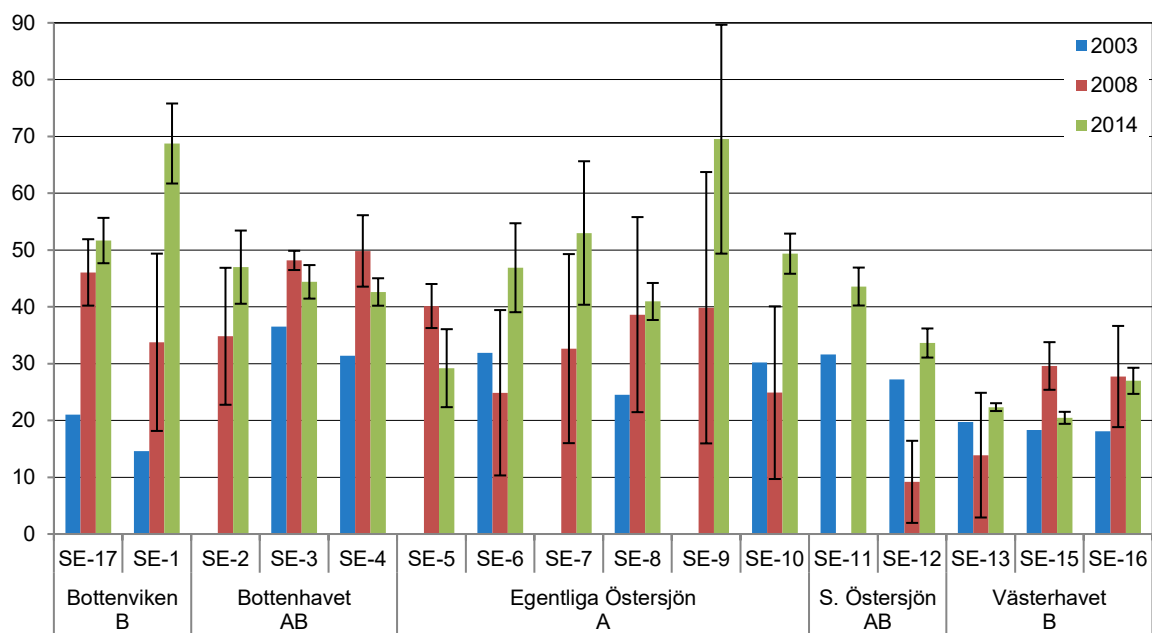
I likhet med koppar, bly, kadmium och zink binds även nickel som sulfid i reducerat sediment (Di Toro m.fl. 1990, Ankley m.fl. 1996). Nickelsulfid är emellertid mer lösligt än sulfiderna av de övriga metallerna (Di Toro m.fl. 1990, Ankley m.fl. 1996), vilket kan vara en förklaring till varför nickel inte följer samma geografiska mönster som kadmium och koppar, dvs. förhöjda halter i sediment i Egentliga Östersjön. En tidigare studie av bland annat nickel i sediment i Östersjön visade att halterna var högre i Egentliga Östersjön än i Bottenhavet och de var även korrelerade till sedimentets innehåll av organiskt material (Borg & Jonsson 1996). Även i denna studie kunde en signifikant och positiv korrelation mellan halterna av nickel och halterna av TOC i sedimentet observeras, men förklaringsgraden var låg ( $r^2 = 0,12$ ,  $p = 0,026$ ,  $n = 43$ ).

Utsläppen av nickel i Sverige sker främst till vatten från bland annat avloppsreningsverk och till mindre del till luft (Naturvårdsverket 2019b). Skillnaden i tillförseln av nickel via vattendrag till de olika havsområdena i Östersjön är liten, med 44 ton/år i Bottenhavet, 36 ton/år i Bottenviken och  $32 \pm 10$  ton/år i övriga Östersjön (data från SLU, medel för 1997–2016). I Västerhavet är tillförseln enligt data från flodmynningsprogrammet lägre, 24 ton/år i Kattegatt och 3 ton/år i Skagerrak. Halterna av nickel i strömning provtagen inom den nationella miljöövervakningen var lägre i Västerhavet än i Östersjön, men inom Östersjön var halterna i strömning överlag i samma storleksordning (Bignert m.fl. 2017). Detta liknar således vad som är fallet för nickelhalterna i sediment.

Halterna av nickel i sediment är signifikant högre 2014 än 2003 och 2008. Det är möjligt att detta beror på att extraktionsmetoden ändrades mellan dessa år, även om det inte är förväntat att utbytet av metallen med den senare extraktionsmetoden (lakning med 7 M HNO<sub>3</sub>) ska bli större än med metoden som användes 2003 och 2008 (LiBO<sub>2</sub>-smälta följt av lakning). Tidstrenderna för nickel i strömning och andra arter inom den nationella övervakningen av marin biota är överlag varken ökande eller minskande (Bignert m.fl. 2017). Halterna av nickel i svenska vattendrag visar generellt en minskande trend, även om en svagt ökande trend kan skönjas i norra Sverige (1996–2009; Huser m.fl. 2011). Det finns inte några signifikanta trender över tid för tillförseln av nickel från land till hav i de olika avrinningsområdena, men tillförseln verkar avta i alla avrinningsområden förutom Bottenviken där den istället verkar öka (data från SLU, linjär regression, 1997–2016).

Nickel är ett prioriterat ämne i vattendirektivet, men ingår inte i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b). Det finns ingen effektbaserad bedömningsgrund för sediment, men jämförvärdet som antas representera förindustriella värden är 30 mg/kg TS (vid kemisk analys enligt svensk standard, en metod som användes 2014) eller 33 mg/kg TS (vid totalanalys, en metod som användes 2003 och 2008; Naturvårdsverket 1999). De uppmätta halterna överskred inte jämförvärdet på någon station 2003 men 2008 överskreds det på sex stationer och 2014 på tolv stationer (fig. 9).

Ni (mg/kg TS)



**Figur 9.** Nickelhalterna (Ni) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärdet  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . År 2003 var halterna på fyra av stationerna under rapporteringsgränsen för det prov som analyserades och under 2008 var nickelhalten i alla sju prover från SE-11 under rapporteringsgränsen (10 mg/kg TS), vilket gör att ett medelvärde för den stationen inte rapporteras för detta år. På stationerna SE-6, SE-7, SE-8, SE-9, SE-10, SE-12 och SE-13 var halterna av nickel under rapporteringsgränsen i ett eller flera prov 2008. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Bly

Bly är en tungmetall som nu används främst i bilbatterier och andra ackumulatörer, men även i t.ex. ammunition. Förbudet mot användningen av bly i bensin har gjort att utsläppen från transportsektorn har minskat kraftigt sedan början av 1990-talet. Även de totala utsläppen har minskat betydligt. De största källorna är nu industriella utsläpp från metallindustrin och förbränning av fossila bränslen.

Blyhalterna i sediment är tydligt förhöjda vid stationerna SE-12 i södra Östersjön och SE-1 i Bottenviken, följt av SE-11 i södra Östersjön (fig. 10). Detta gör att södra Östersjön har signifikant högre halter än resterande havsområden. För Bottenviken är dock blyhalten endast signifikant högre jämfört med Egentliga Östersjön, inte jämfört med övriga havsområden. Detta beror på att haltarna på station SE-17 i norra Bottenviken är mycket lägre än vid SE-1 och i nivå med många andra stationer.

Den effektbaserade bedömningsgrunden för bly i marina sediment på 120 mg/kg TS (Havs- och vattenmyndigheten 2013) överskreds inte på någon av stationerna. Det nationella jämförvärdet för bly, som antas representera förindustriella halter i sediment, är 25 mg/kg TS (vid kemisk analys enligt svensk standard, metoden användes 2014) eller 31 mg/kg TS (vid totalanalys, metoden användes 2003 och 2008; Naturvårdsverket 1999). Detta värde överskreds vid sju stationer 2003, nio stationer 2008 och tretton stationer 2014 (fig. 10).

Tillförseln av bly till Östersjön sker till stor del genom transport via vattendrag (64 %) och till resterande del via atmosfärisk deposition (2012–2014; HELCOM 2018a). Tillförseln via vattendrag från länderna runt Östersjön är störst till Egentliga Östersjön (21 ton/år) följt av Bottenviken (15 ton/år) och Bottenhavet (14 ton/år, siffror från 2014; HELCOM 2018a). Den atmosfäriska depositionen är i likhet med många andra ämnen större i de södra delarna av Östersjön än de norra, på grund av närheten till källregioner (HELCOM 2018a).

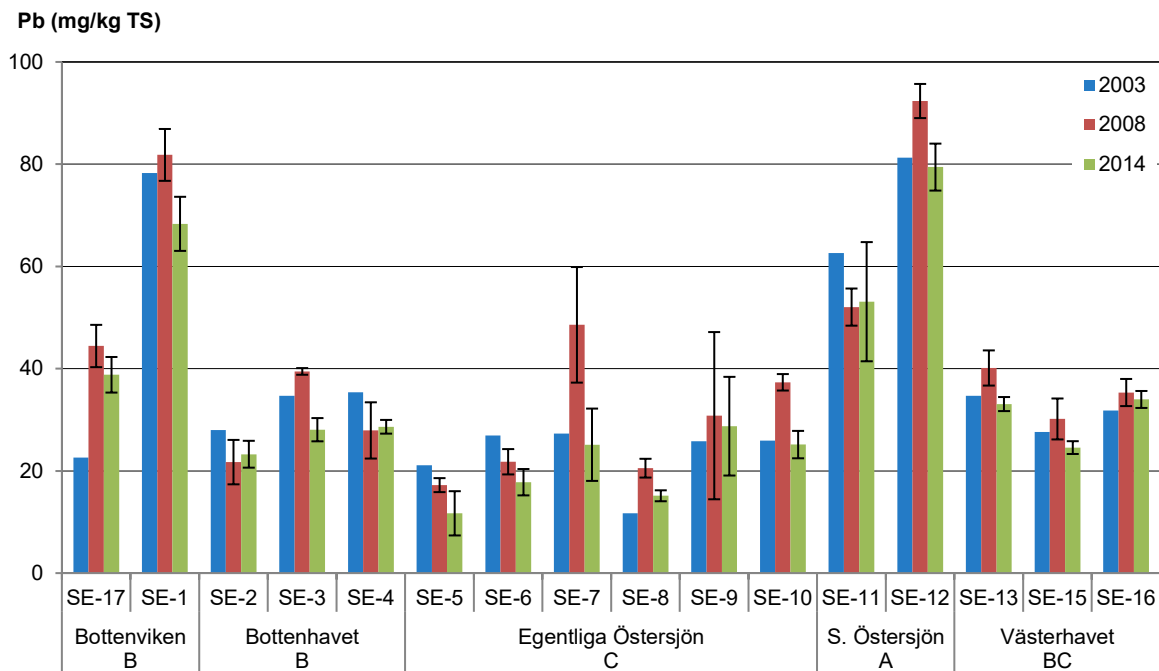
Med tanke på mönstret i tillförsel och att bly binds som sulfid i reducerande sediment, i likhet med kadmium, koppar, nickel och zink (Di Toro m.fl. 1990, Ankley m.fl. 1996), är det förvånande att bly till skillnad från kadmium, koppar och zink förekommer i lägre halter i Egentliga Östersjön än i övriga havsområden. Det geografiska mönstret för bly har en likhet med mönstret för kvicksilver som också förekommer i högst halter på SE-1 och SE-12 (fig. 8), troligtvis orsakat av punktkällor. Skillnaden mot kvicksilver är dock att bly även har förhöjda halter på station SE-11 och att halterna på SE-12 överlag är något högre än på SE-1. En tidigare studie av Borg och Jonsson (1996) visade också på en korrelation mellan bly och kvicksilver i Östersjön. Anledningen till de förhöjda halterna vid SE-1 kan vara påverkan från Rönnskärsverken, en känd källa till bly i bland annat sediment (Cato & Sellén 2004). Orsaken till de förhöjda halterna av bly vid stationerna SE-12 och SE-11 är dock okänd, i likhet med orsaken till de förhöjda kvicksilverhalterna vid station SE-12. Halterna av bly i strömming provtagen inom ramen för miljöövervakningen av marin biota är som högst i södra Östersjön och som lägst i Bottenviken och Bottenhavet (2013–2015; Bignert m.fl. 2017). De höga blyhalterna i södra Östersjön observeras således i både sediment och biota, medan de höga halterna i sedimentet vid SE-1 inte återspeglas i någon förhöjd blyhalt i strömming.

Blyhalterna i sedimenten har en signifikant negativ korrelation mot TOC men med låg förklaringsgrad ( $r^2 = 0,11$ ,  $p = 0,023$ ,  $n = 48$ ). Det är, liksom för kvicksilver, svårt att förklara varför höga TOC-halter skulle leda till lägre metallhalter då detta är ett material som metallerna kan binda till. Den negativa korrelationen drivs främst av lägre halter av bly och högre halter av TOC i Egentliga Östersjön, vilket även var fallet för kvicksilver.

Det finns inga signifikanta skillnader i blyhalterna i sediment mellan de tre undersökningsåren. Den atmosfäriska depositionen av bly till Östersjön har minskat kraftigt, med 80 % från 1990 till 2013, och även tillförseln till Östersjön via vattendrag är överlag minskande (1995–2014; HELCOM 2018a). Halterna av bly i vattendrag har minskat i norra Sverige men ökat i södra Sverige

trots överlag minskande atmosfäriskt nedfall (1996–2009; Huser m.fl. 2011). Detta skulle kunna bero på en kombination av ändringar i vattenkemi (ökande halt TOC som bly binder till i vattendragen) och att det historiskt har deponerats mer bly som har lagrats i marken och kan remobiliseras i södra Sverige (Huser m.fl. 2011). Andra beräkningar pekar dock på att tillförseln av bly till Östersjön och Västerhavet via vattendrag förefaller öka i Bottenviken och minska i övriga avrinningsområden (ej signifikant förutom i Bottenhavet, data från SLU, linjär regression, 1997/1998–2016). De tidsserier för bly i strömning som sträcker sig tillbaka till 1980-talet visar på sjunkande halter men det går inte att detektera signifikanta tidstrender i de kortare tidsserierna (från 2007; Bignert m.fl. 2017).

Bly är ett prioriterat ämne enligt vattendirektivet och det ingår i en indikator för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a) samt i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus. Det överskrider ofta tröskelvärdena för biota och sediment och bidrar till sänkt miljöstatus i Östersjön, om än inte lika kraftigt som kvicksilver (HELCOM 2018b).



**Figur 10.** Blyhalterna (Pb) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärde ± standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Zink

Zink är en vanligt använd metall, bland annat inom metallindustrin för galvanisering (förzinkning), för att tillverka mässing, och för en rad andra ändamål som i färger och däck.

De högsta zinkhalterna i sediment förekommer i Egentliga Östersjön, som har signifikant högre halter än övriga havsområdena förutom Bottenviken (fig. 11). Halterna i Bottenhavet och södra Östersjön ligger på ungefär samma nivå, medan de är signifikant lägre i Västerhavet. Zink har en liknande geografisk fördelning som kadmium och koppar, med högst halter i Egentliga Östersjön. I likhet med dessa ämnen bildar zink också svårlösliga sulfider i reducerande sediment (Di Toro m.fl. 1990, Ankley m.fl. 1996) vilket kan vara en förklaring till det geografiska mönstret. Av de stationer som inte ligger i Egentliga Östersjön uppvisar SE-1 i södra Bottenviken alltid högst halter, vilket kan vara relaterat till närheten till Rönnskärsverken (Cato & Sellén 2004).

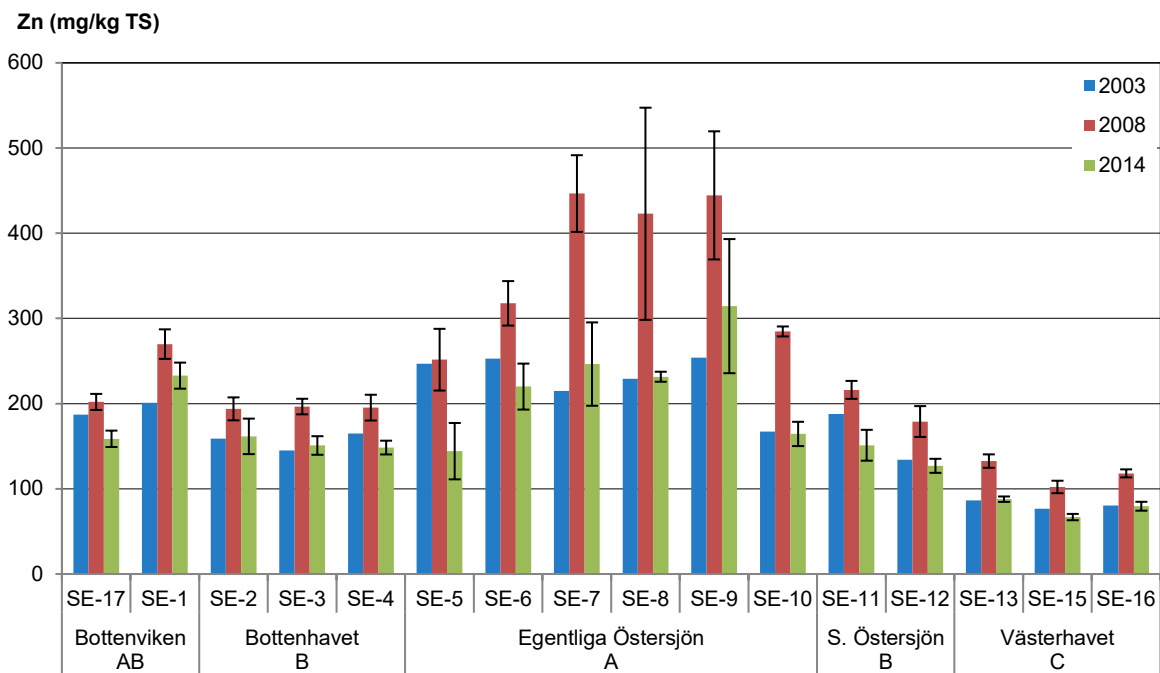
Halterna av zink i sediment har i likhet med kadmium och koppar en signifikant positiv korrelation till TOC-halterna i sedimentet men förklaringsgraden är lägre för zink ( $r^2 = 0,57$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 48$ ). Som redan nämnts kan korrelationen vara relaterad till att de stationer som har en hög TOC-halt också har reducerande förhållanden.

Störst tillförsel av zink från land till hav via vattendrag i Sverige sker i Bottenhavet, 332 ton/år, följt av 191 ton/år i Bottenviken och 89 ton/år i övriga Östersjön (data från SLU, medelvärde för 1997–2016). Detta mönster stämmer således inte överens med det geografiska mönstret av zinkhalter i sediment. I Kattegatt är tillförseln 123 ton/år och i Skagerrak 15 ton/år enligt data från SLUs flodmynningsprogram. Resultaten från miljöövervakningen av marin biota visar att zinkhalterna i strömming är likartade för de olika provtagningsstationerna, dvs. utan större geografisk variation (2013–2015; Bignert m.fl. 2017).

Det finns ingen genomgående stigande eller sjunkande trend av halterna av zink över de tre provtagningsåren. Halterna är högst 2008 då de är signifikant högre än 2003 och 2014. Anledningen till den stora skillnaden under 2008 är oklar eftersom samma extraktionsmetod har tillämpats under åren. De högre zinkhalterna under 2008 än de övriga två undersökningsåren är särskilt markanta på stationerna i Egentliga Östersjön, vilket även är fallet för kadmium och koppar.

Den atmosfäriska depositionen av zink har minskat (1975–2015), men inte lika mycket som för andra metaller som bly, krom, nickel och kadmium, vilket kan bero på att zink har setts som mindre toxisk och att de åtgärder som genomförts därför har varit mindre strikta (Milton m.fl. 2018). Halterna av zink i svenska vattendrag visar överlag en sjunkande trend över tid i både norra och södra Sverige (1996–2009; Huser m.fl. 2011). Andra undersökningar visar dock att tillförseln av zink från land till hav via vattendrag verkar öka i Bottenviken (dock ej signifikant, data från SLU, linjär regression, 1997–2016) och avta i övriga avrinningsområden (dock endast signifikant i Bottenhavet, 1997–2016). Tidstrenderna i marin biota är inte genomgående för de olika övervakade arterna, då några stationer uppvisar ökande halter och några minskande över tid (Bignert m.fl. 2017).

Zink är listat som ett SFÄ i Sverige inom vattendirektivet, men det finns ingen effektbaserad bedömningsgrund för zink i sediment. Ämnet ingår inte i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b). Det nationella jämförvärdet, som antas representera förindustriella halter, är 85 mg/kg TS och överskrids på alla stationer under alla år, förutom SE-15 och SE-16 på Västkusten 2003 och 2014 (fig. 11).



**Figur 11.** Zinkhalten (Zn) vid de 16 stationerna under de tre undersökningsåren. För 2008 och 2014 redovisas medelvärdet  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 7$  förutom för SE-5 2014 då  $n = 5$ . Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

# ORGANISKA FÖRORENINGAR

## Pesticider

### DDT

Insekticiden diklordifenyltrikloretan (DDT) är sedan 1970-talet förbjuden i många länder inklusive Sverige men ämnet används fortfarande i andra delar av världen, främst för att bekämpa malaria. I Sverige har DDT använts bland annat inom jordbruk, skogsbruk (t.ex. för att skydda plantor mot snytbagg) och djurhållning (t.ex. pälsdjursfarmor).

DDT och dess nedbrytningsprodukter diklordifenyleten (DDE) och diklordifenyldikloretan (DDD) har analyserats alla tre undersökningsår. Halterna av dessa tre ämnen, dvs. *p,p'*-DDT, *p,p'*-DDE och *p,p'*-DDD, summeras till summa DDT (sDDT). Resultaten visar tydligt att halterna av sDDT är signifikant högre i sediment i Egentliga Östersjön och södra Östersjön än i övriga havsområden (fig. 12). Vid den senaste provtagningen 2014 låg halterna mellan 3 och 8 µg/kg TS i Egentliga Östersjön och södra Östersjön, medan de låg mellan 0,4 och 0,7 µg/kg TS i de övriga tre havsområdena.

Halterna av sDDT är positivt och signifikant korrelerade med TOC-halterna i sedimentet ( $r^2 = 0,63$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 48$ ). Eftersom DDT, DDE och DDD är ämnen som gärna binder till organiskt kol är detta inte förvånande, men då havsområdena skiljer sig tydligt i halterna organiskt kol (fig. 2) gör detta att det är svårt att klargöra i vilken grad höga föroreningshalter i sedimenten är kopplade till en hög halt organiskt kol eller en hög belastning i vattenmiljön i det aktuella havsområdet. Förhållandet mellan organiska föroreningar och organiskt kol i sedimentet behöver, som nämnts, inte återspegla förhållandet i vattenmassan eftersom det sker en långsammare nedbrytning av organiskt kol i sediment i anoxiska miljöer, och om inte nedbrytningen av organiska föroreningar sker med samma hastighet påverkas förhållandet. Korrelationen mellan halterna av sDDT och TOC i sedimenten visar dock att vissa havsområden har högre eller lägre sDDT-halter än vad som är fallet om TOC skulle vara den enda styrande parametern för halterna i sedimentet. Södra Östersjön har alltid förhöjda halter medan Bottenviken alltid har lägre halter än vad korrelationen mot TOC visar. Bottenhavet uppvisar i regel lägre halter än vad korrelationen förutspår, medan stationerna i Egentliga Östersjön och Västerhavet ligger relativt jämnt utspridda runt regressionslinjen.

Halterna av de tre ämnen som ingår i sDDT varierar också mellan havsområdena. Halterna av DDE och DDD är högre i Egentliga Östersjön och södra Östersjön (fig. 14 och 15) medan halterna av DDT inte alls visar samma geografiska mönster (fig. 13). De högsta halterna av DDT förekommer istället i Bottenviken samt i södra Östersjön. En bild över fördelningen mellan de tre ämnena som ingår i sDDT visar tydligt att andelen av ursprungsprodukten, DDT, är högre på stationerna i Bottenviken än i övriga havsområden, följt av Bottenhavet (fig. 16). En högre andel DDT på stationerna motsvaras av en lägre andel DDD, medan andelen DDE är i samma storleksordning i alla havsområden. DDT bryts generellt ned till DDD under syrefria förhållanden och till DDE vid tillgång till syre. En förklaring till den högre andelen DDT och lägre andelen DDD i främst Bottenviken kan därför vara de oxiderande förhållanden som råder i ytsedimentet (tabell 2), vilket gör att DDD inte bildas där. På stationerna i Egentliga Östersjön råder däremot reducerande förhållanden. Syrgasförhållandena kan emellertid inte vara den enda faktorn bakom skillnaden i andelen DDT och DDD eftersom syrgashalterna i bottenvattnet på stationerna i Västerhavet var i samma nivå som i Bottenviken medan andelen DDT var lägre. Även stationerna i Bottenhavet och SE-12 i södra Östersjön hade relativt höga syrgashalter men inte lika hög andel DDT som i Bottenviken. En hög andel DDT i förhållande till nedbrytningsprodukterna brukar tolkas som att utsläppet skett nyligen, men det är oklart varför detta skulle ha skett just i Bottenviken och Bottenhavet. Andra möjliga förklaringar skulle kunna vara nord-sydliga gradienter vad gäller

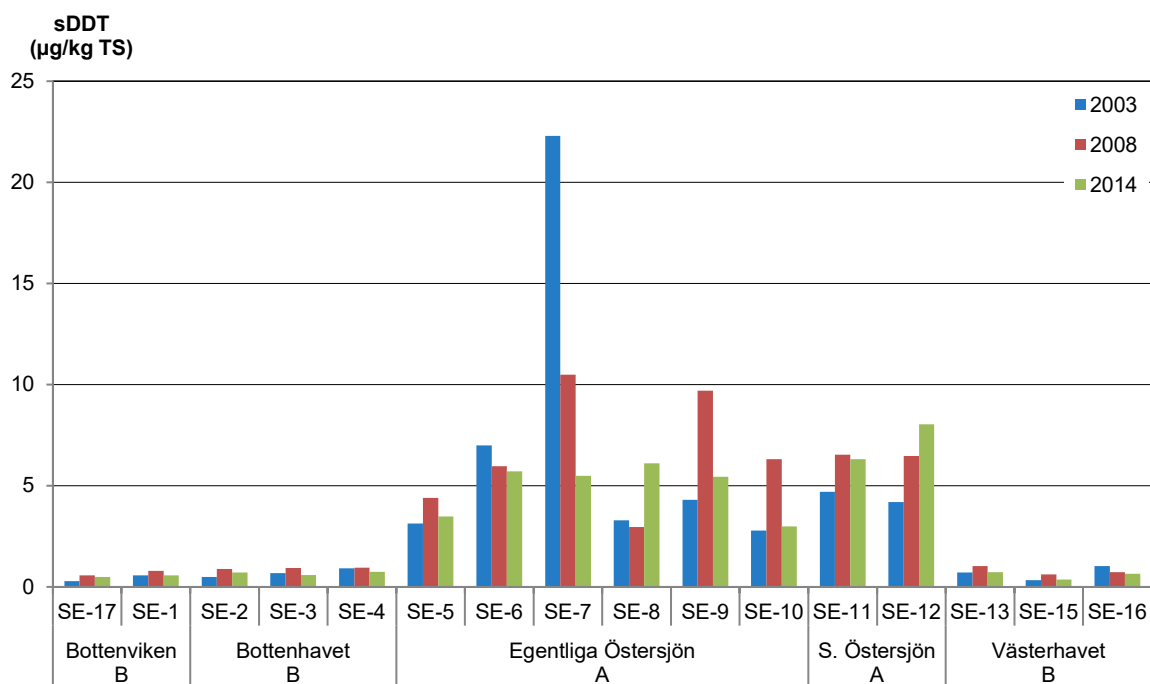


nedbrytningshastighet av DDT eller skillnad i atmosfärisk deposition av DDT och nedbrytningsprodukter.

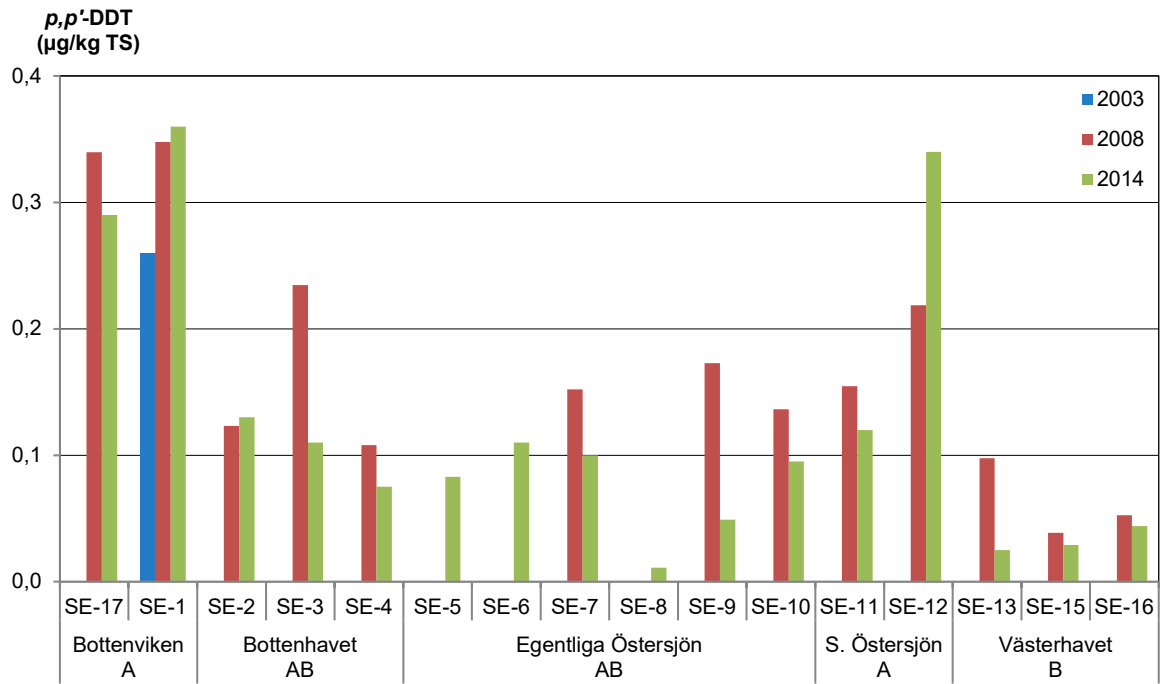
Det ämne som förekommer i högst halt i organismer är generellt DDE, eftersom DDD kan brytas ned till mer vattenlösliga ämnen som kan utsöndras ur kroppen (Bernes 1998). Till exempel är halterna av DDT ofta under rapporteringsgränserna i havsörn medan halterna av DDD endast utgör ett fåtal procent av summan av DDD och DDE (Helander 2014). Den nationella miljöövervakningen av DDE i strömming visar att halterna generellt var högst i södra Östersjön och Egentliga Östersjön, med lägre halter i Bottenhavet, Bottenviken och Västerhavet (2013–2015; Bignert m.fl. 2017). Detta överensstämmer med den geografiska fördelningen av halter i sediment (fig. 14).

Det finns inga signifikanta skillnader i sedimenthalterna av DDT eller nedbrytningsprodukterna mellan undersökningsåren. Halterna av DDE i strömming och andra arter som mäts inom miljöövervakningen av marin biota har minskat signifikant mellan 1980 och 2015 (Bignert m.fl. 2017). För kortare tidsserier i strömming (sedan 2007) förekommer minskande trender på cirka en femtedel av stationerna medan det för de övriga är svårt att urskilja en trend (Bignert m.fl. 2017).

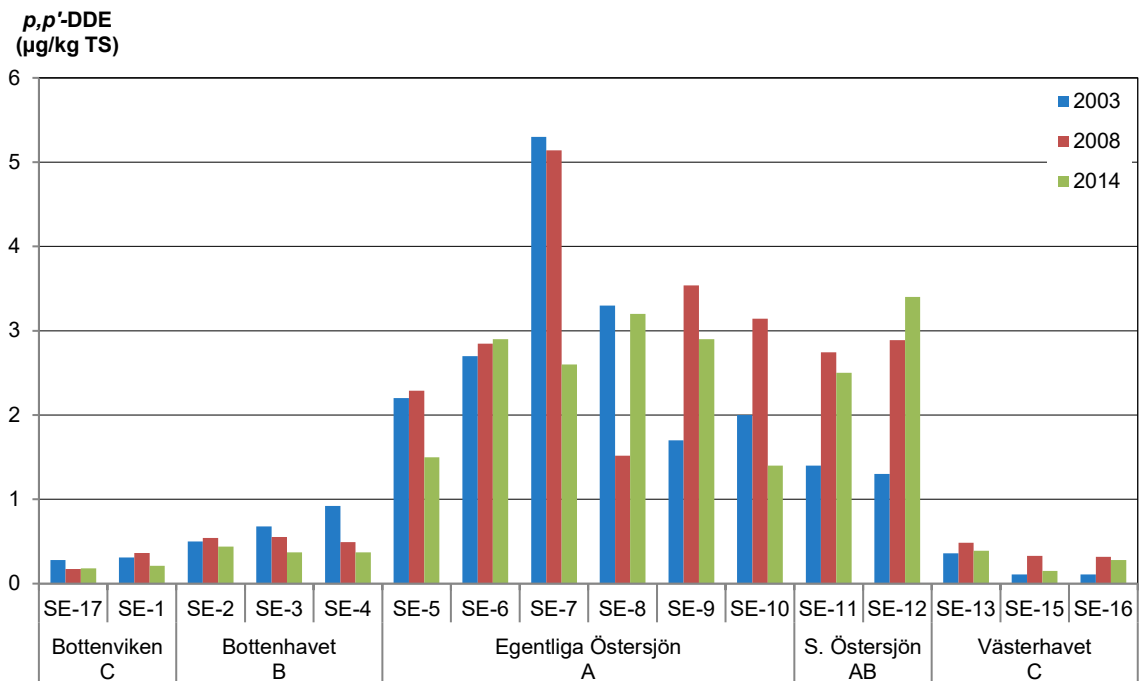
DDT är ett av de ursprungliga 12 POP-ämnena som listades i Stockholmskonventionen redan när den trädde i kraft 2004, och enligt konventionen ska användningen av DDT begränsas. Ämnet och dess nedbrytningsprodukter är också prioriterade ämnen inom vattendirektivet men är inte en indikator i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (HELCOM 2018b). DDT och dess nedbrytningsprodukter ingick i bedömningen 2010 men ses inte längre som oroväckande, även om de bör fortsätta övervakas (HELCOM 2018b). En nationell effektbaserad bedömningsgrund för DDT i sediment saknas.



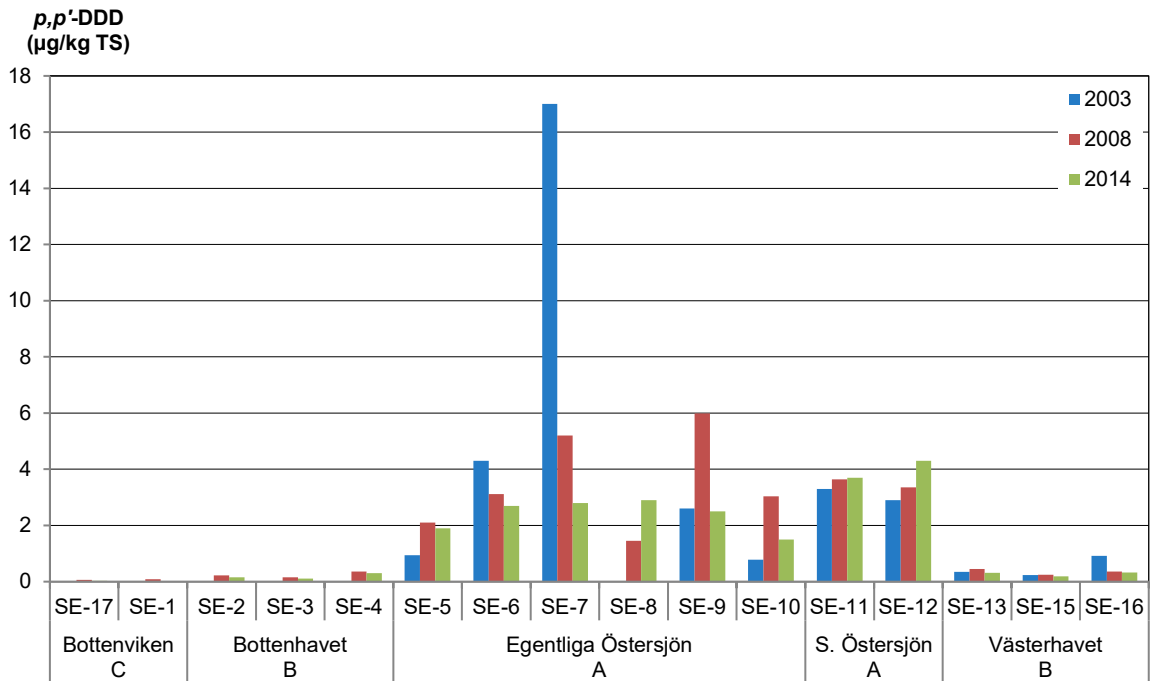
**Figur 12.** Halterna av sDDT under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



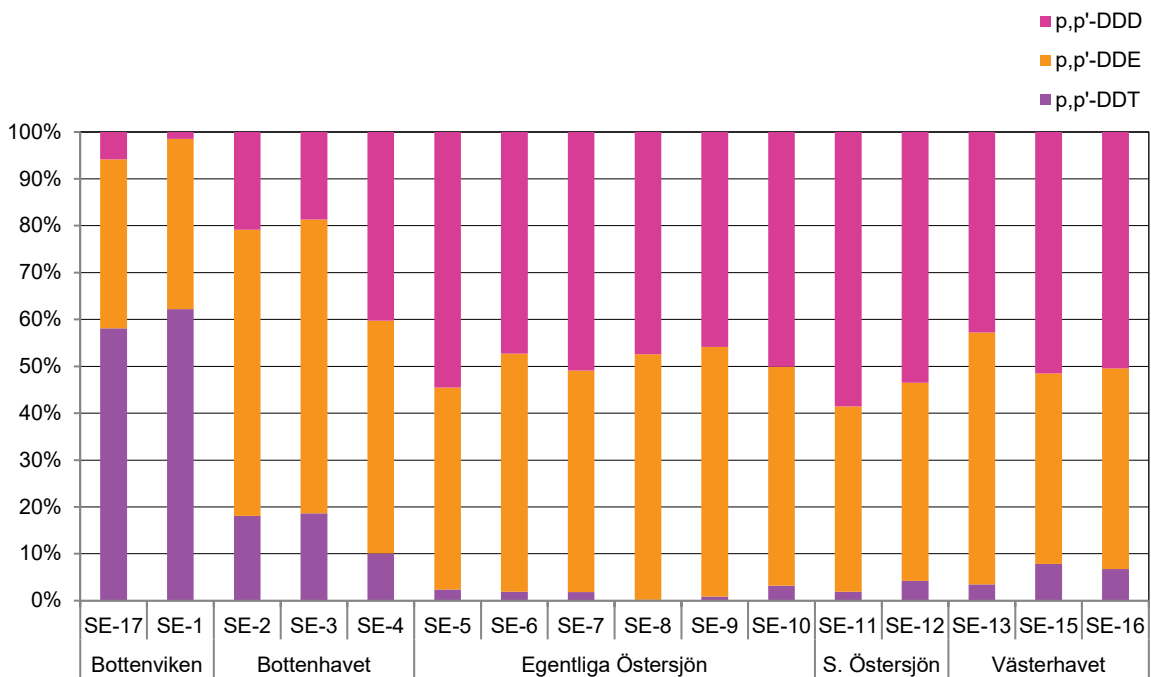
**Figur 13.** Halterna av  $p,p'$ -DDT under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD). År 2003 inkluderades inte i den statistiska analysen på grund av att alla prover utom ett hade halter under rapporteringsgränsen.



**Figur 14.** Halterna av  $p,p'$ -DDE under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 15.** Halterna av  $p,p'$ -DDD under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 16.** Fördelningen av de tre ämnen som ingår i SDDT för 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Parvisa jämförelser mellan havsområdena (Tukey's HSD) visar att andelen  $p,p'$ -DDD är signifikant högre i Bottenviken (A) än i Bottenhavet (B), följt av de tre övriga havsområdena (C). Andelen  $p,p'$ -DDD har motsatt fördelning och är signifikant högre i södra Östersjön, Egentliga Östersjön och Västerhavet (A) än i Bottenhavet (B), medan andelen är lägst i Bottenviken (C). För  $p,p'$ -DDE är skillnaden mellan havsområdena inte lika markant – andelen är högre i Bottenhavet (A) än i södra Östersjön och Västerhavet (B), men i övrigt förekommer inga signifikanta skillnader.

## HCH

Hexaklorcyklohexaner, HCH, har använts som bekämpningsmedel mot insekter inom främst jord- och skogsbruk. Kommersiella produkter, så kallad teknisk HCH, utgjordes av en blandning av HCH-isomerer där *a*-HCH var vanligast förekommande följt av *g*-HCH (Vernier & Hites 2014). Den enda effektiva insekticiden är dock *g*-HCH och teknisk HCH ersattes med tiden av en renad produkt, lindan, där innehållet av andra isomerer än *g*-HCH hade minimerats genom att dessa bildade isomerer renades bort, inklusive *a*-HCH. I summa HCH (sHCH) ingår förutom *a*- och *g*-HCH (lindan) även *b*-HCH. Denna isomer förekommer i mindre mängder i de kommersiella produkterna men är svårnedbrytbar, och kommer därför att utgöra en ökande andel av sHCH i miljön över tid. Användningen av HCH är nu förbjuden i de flesta länder men en begränsad användning av lindan som läkemedel mot löss och skabb förekommer.

HCH har analyserats alla tre undersökningsår. År 2003 var halterna på många av stationerna under rapporteringsgränserna (0,2–0,4 µg/kg TS för *a*-HCH respektive *b*-HCH, 0,2–1,5 µg/kg TS för *g*-HCH). På grund av detta samt att analyslaboratoriet ändrades och rapporteringsgränsen sänktes mellan 2003 och 2008 har data från 2003 utelämnats från analysen.

Resultaten visar tydligt att sHCH-halterna i sediment är signifikant högre i Egentliga Östersjön än i övriga havsområden (fig. 17). Även södra Östersjön har höga halter, som är signifikant högre än i Västerhavet och Bottenviken. Halterna av sHCH har en positiv och signifikant korrelation till TOC-halterna i sedimentet, i likhet med sDDT men med en högre förklaringsgrad ( $r^2 = 0,82$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 32$ ). Halterna av sHCH i södra Östersjön är förhöjda jämfört med korrelationen till TOC, vilket tyder på en högre grad av förorening i detta havsområde. I Bottenviken är däremot halterna lägre än vad de skulle vara om enbart bindning till TOC styrde halterna. Detta överensstämmer med vad fallet var för sDDT.

Det finns ingen effektbaserad bedömningsgrund för HCH i sediment i Sverige men det finns ett indikativt värde från Havs- och vattenmyndigheten (2018b). En halt över det indikativa värdet tyder på att det kan förekomma risk för sedimentlevande organismer och att uppföljande utredning bör göras. Det indikativa värdet för sHCH i marin miljö är 1,1 µg/kg TS och gäller för en TOC-halt på 10 % i sedimentet, dvs. värdet justeras för den TOC-halt som förekommer i sedimentet. Vid undersökningen 2008 överskreds det indikativa värdet på stationerna SE-9 och SE-10 i Egentliga Östersjön men 2014 överskreds det inte på någon av stationerna.

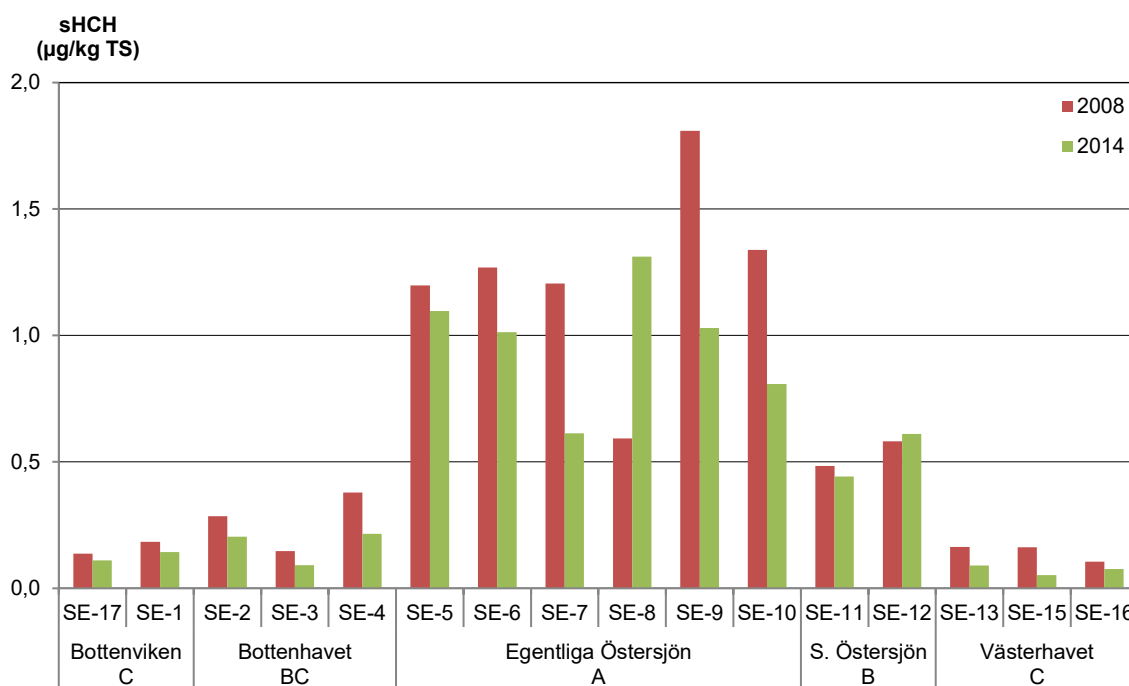
Det finns tydliga skillnader mellan havsområdena i halterna av de tre ämnen som ingår i sHCH. Halterna av *b*-HCH, som är det ämne som förekommer i högst halter, är signifikant högre i Egentliga Östersjön (fig. 19) medan halterna av *a*-HCH är signifikant högre i både Egentliga Östersjön och södra Östersjön än i övriga havsområden (fig. 18). Halterna av *g*-HCH är däremot i samma storleksordning i alla havsområden (fig. 20). Att halterna skiljer sig åt gör att det finns ett geografiskt mönster för hur mycket respektive ämne bidrar till sHCH (fig. 21). Andelen *b*-HCH är större i Egentliga Östersjön än i övriga havsområden. I södra Östersjön och Västerhavet är andelen *a*-HCH ungefär lika stor som andelen *b*-HCH, och i Bottenviken är däremot *g*-HCH det dominerande ämnet. Detta illustrerar att de förhöjda sHCH-halterna i Egentliga Östersjön främst orsakas av förhöjda halter *b*-HCH här jämfört med de andra havsområdena. Av de olika HCH-ämnena är *b*-HCH den mest svårnedbrytbara (Willett m.fl., 1998), och det är möjligt att de reducerande förhållanden som råder på stationerna i Egentliga Östersjön (tabell 2) gör att nedbrytningen går långsamt här.

I den nationella miljöövervakningen av marin biota är halterna av *b*-HCH i strömming högre i Egentliga Östersjön, södra Östersjön och Bottenviken än i Bottenviken och Västerhavet, men för *a*- och *g*-HCH sågs inga geografiska skillnader mellan Östersjön och Västkusten för strömming, torsk, abborre eller blåmussla (Bignert m.fl. 2017). För *b*- och *g*-HCH är således de geografiska mönstren liknande mellan sediment och biota, men för *a*-HCH har sediment tydligare geografiska skillnader med högre halter i Egentliga och södra Östersjön. Inom miljöövervakningen av marin biota sågs en högre *g*-HCH/*a*-HCH kvot i Västerhavet än i Östersjön för både strömming och

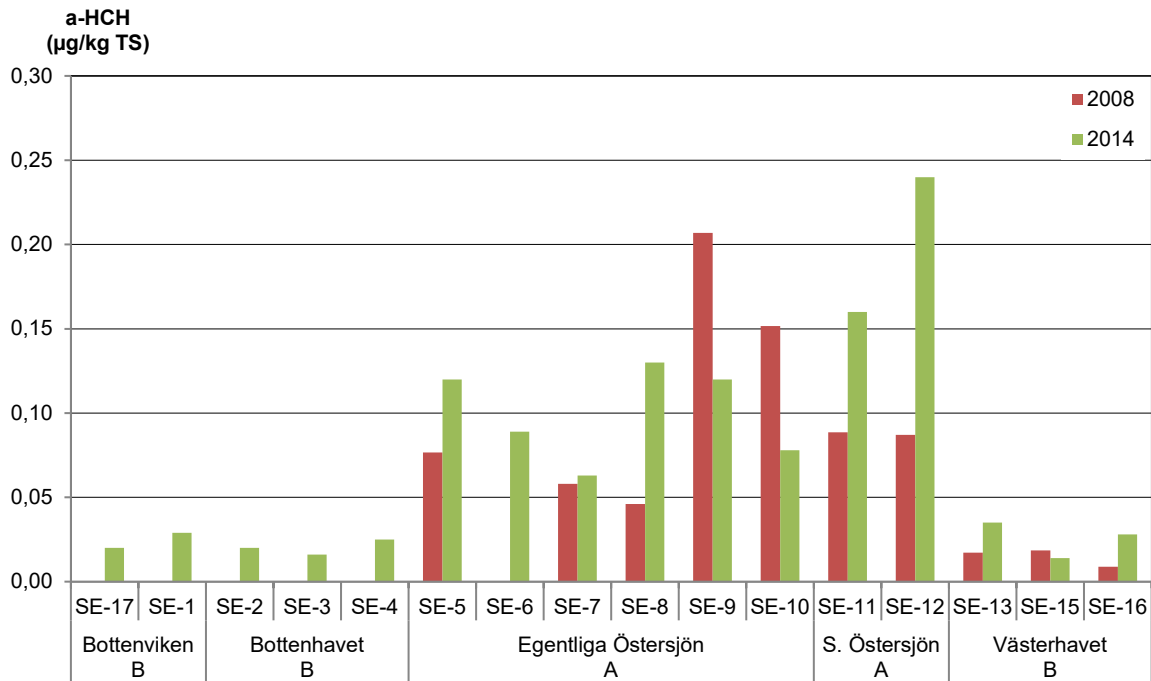
torsk, och som möjlig förklaring föreslogs en större användning av teknisk HCH i länder i Östeuropa och en större användning av *g*-HCH i Västeuropa (Bignert m.fl. 2017). I sedimenten är dock kvoten *g*-HCH/*a*-HCH högre i Bottenviken än i Västerhavet (se fig. 21).

Det fanns inga signifikanta skillnader i HCH-halterna i sediment mellan 2008 och 2014. Halterna av HCH i strömning har minskat signifikant sedan 1980/90-talet, och de senaste åren har halterna av *a*-HCH och *g*-HCH varit under rapporteringsgränsen för flertalet övervakade arter (Bignert m.fl. 2017). Ämnet *b*-HCH kan fortfarande mätas i halter över rapporteringsgränsen i några arter men visar generellt minskande trender, t.ex. i sillgrisslägg (Bignert m.fl. 2017).

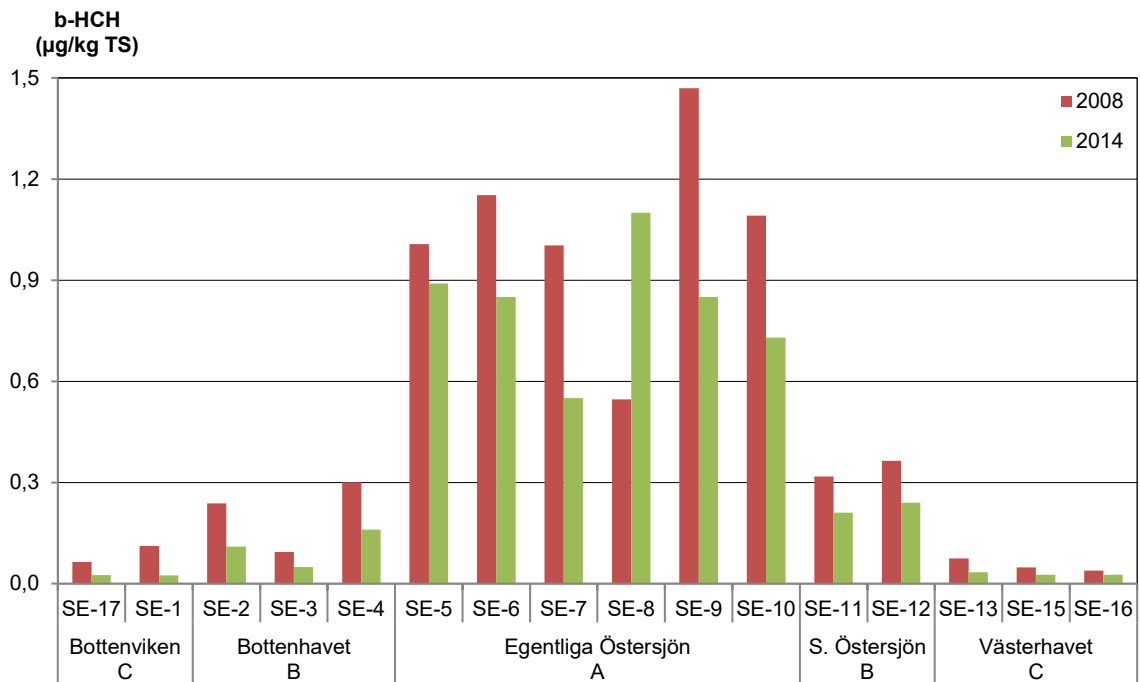
HCH listades i Stockholmskonventionen 2009 som ämnen vars tillverkning och användning ska elimineras. Det finns dock ett undantag för användningen av *g*-HCH mot huvudlöss och skabb. HCH är också klassade som prioriterade ämnen i vattendirektivet men ingår inte som indikator i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus i (HELCOM 2018b). HCH ingick i bedömningen 2010, men ses inte längre som oroväckande även om de bör fortsätta att övervakas (HELCOM 2018b).



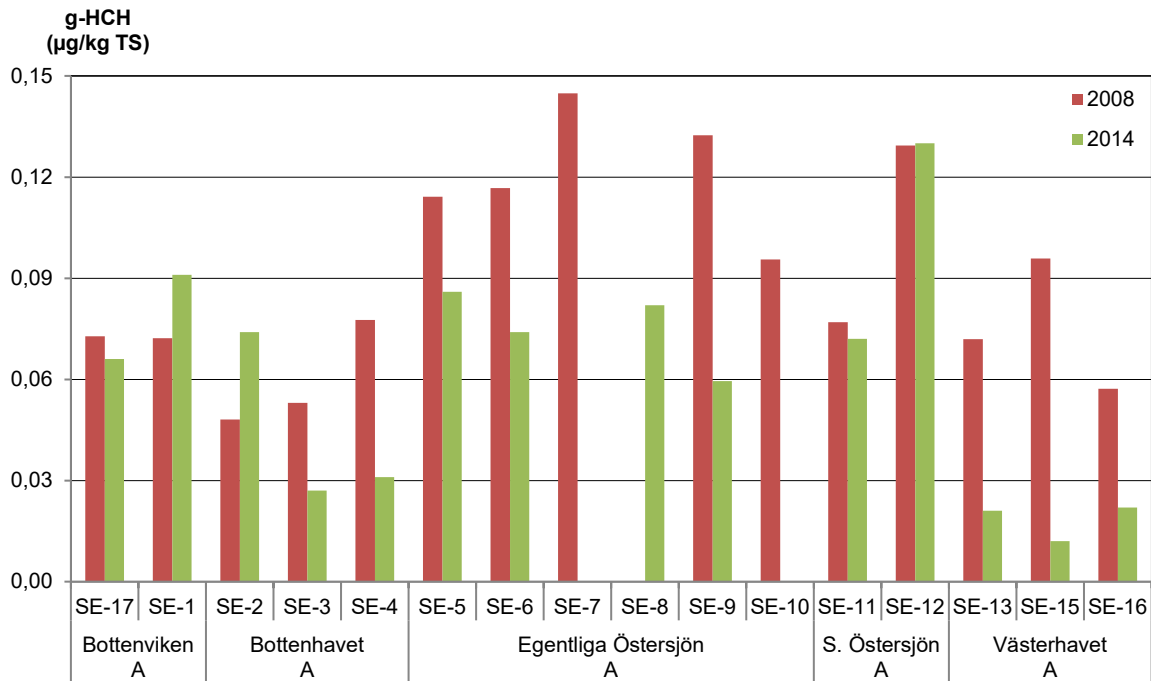
**Figur 17.** Halterna av sHCH under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



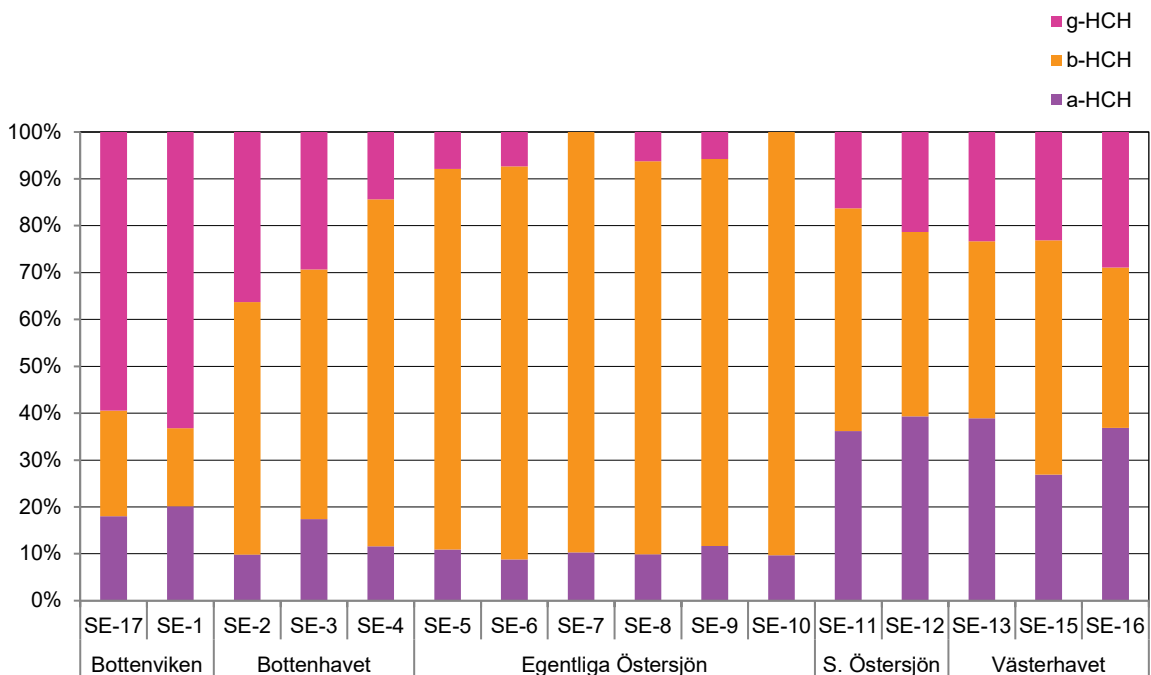
**Figur 18.** Halterna av *a*-HCH under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD). Denna analys baseras endast på halterna 2014 på grund av många resultat under rapporteringsgränsen 2008.



**Figur 19.** Halterna av *b*-HCH under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 20.** Halterna av *g*-HCH under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD). Halterna är relativt nära rapporteringsgränserna, vilket gör att för tre stationer saknas värden 2008 eller 2014.



**Figur 21.** Fördelningen av de tre ämnen som ingår i sHCH för 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Parvisa jämförelser mellan havsområdena (Tukey's HSD) visar att andelen *b*-HCH är signifikant högre i Egentliga Östersjön (A) än i övriga havsområden (Bottenhavet (B), södra Östersjön (BC), Västerhavet (C) och Bottenviken (D)). Andelen *b*-HCH är alltså signifikant lägre i Bottenviken än i alla övriga havsområden. Andelen *a*-HCH är signifikant högre i södra Östersjön (A) och Västerhavet (A) än i övriga havsområden (B), medan andelen *g*-HCH är signifikant högre i Bottenviken (A) än i övriga havsområden. Bottenhavet (B) och Västerhavet (B) har signifikant högre andel *g*-HCH än Egentliga Östersjön (C), medan södra Östersjön inte är signifikant skild (BC) i andel.

## Klordaner

Klordaner har främst använts inom jordbruket, men även i trädgårdar och t.ex. mot termiter i byggnader. I Sverige förbjöds ämnet på 1970-talet och de använda mängderna beräknas vara små. Kommersiella klordanprodukter kunde bestå av mer än hundra olika besläktade ämnen, av vilka de vanligaste var *a*-klordan (även känt som *cis*-klordan), *g*-klordan (även känt som *trans*-klordan eller *beta*-klordan) och transnonaklor (Dearth & Hites 1991).

I likhet med DDT och HCH har klordaner analyserats under alla tre undersökningsår. Under 2003 låg emellertid en stor del av halterna av de tre ämnen som ingår i summa klordaner (*a*-klordan, *g*-klordan och transnonaklor) under rapporteringsgränserna och det var endast på åtta av stationerna som minst en klordan förekom i halter över rapporteringsgränsen. Därför har analysdata från 2003 inte tagits med i den fortsatta analysen. Av resultaten från de övriga två åren är det tydligt att halterna av summa klordaner har samma geografiska mönster som sDDT och sHCH, dvs. högst halter i Egentliga Östersjön och södra Östersjön (fig. 22). Halterna i Egentliga Östersjön är signifikant högre än i Bottenviken, Bottenhavet och Västerhavet, medan halterna i södra Östersjön är signifikant högre än i Bottenhavet och Västerhavet. Till skillnad från vad som är fallet för sDDT och sHCH är halterna av summa klordaner emellertid högre i Bottenviken än i Bottenhavet och Västerhavet, även om skillnaden inte är statistiskt signifikant.

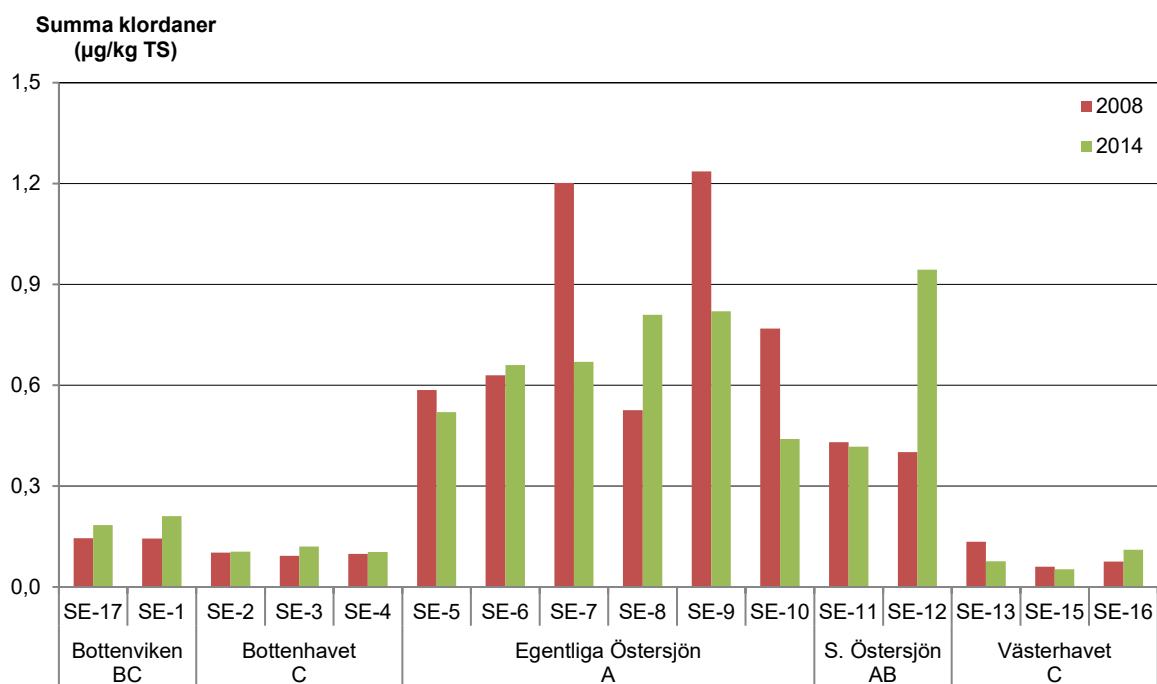
Halterna av summa klordaner är positivt och signifikant korrelerade med TOC-halterna i sedimentet ( $r^2 = 0,76$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 32$ ), vilket även halterna av sDDT och sHCH är. Till skillnad från dessa ämnen är dock halterna av summa klordaner inte förhöjd i södra Östersjön eller lägre i Bottenviken än förväntat utifrån korrelationen med TOC. Station SE-12 i södra Östersjön har emellertid förhöjda halter jämfört med vad den skulle ha om enbart fördelning till TOC var den styrande parametern.

Halterna av de tre ämnen som ingår i summa klordaner har överlag ett liknande geografiskt mönster, med högst halter i Egentliga Östersjön och södra Östersjön (fig. 23–25). Det som framgår är dock att andelen *g*-klordan är lägre i Bottenviken medan den är högre i Västerhavet och södra Östersjön (fig. 26). Fördelningen mellan *g*- och *a*-klordan uppvisar således ett tydligt geografiskt mönster, med högre fraktion av *g*-klordan (generellt  $> 0,6$ ) i södra Östersjön och Västerhavet, en fraktion på runt 0,5 i Egentliga Östersjön, och en lägre fraktion av *g*-klordan än *a*-klordan i Bottenviken och Bottenhavet (fig. 27). En lägre isomerfraktion av *g*-klordan brukar förknippas med att utsläppen har hunnit åldras och transporterats från källan eftersom det finns skillnader i nedbrytningshastighet och flyktighet mellan *g*- och *a*-klordan (Bidleman m.fl. 2002, Stern m.fl. 2005). I de kommersiella klordanprodukterna var fraktionen cirka 0,5 (Bidleman m.fl. 2002), och att fraktionerna är högre än detta i södra Östersjön och Västerhavet är svårt att förklara. En möjlig förklaring skulle kunna vara påverkan från andra bekämpningsmedel som är förorenade med *g*-klordan, t.ex. det nu förbjudna heptaklor (Bidleman m.fl. 2002).

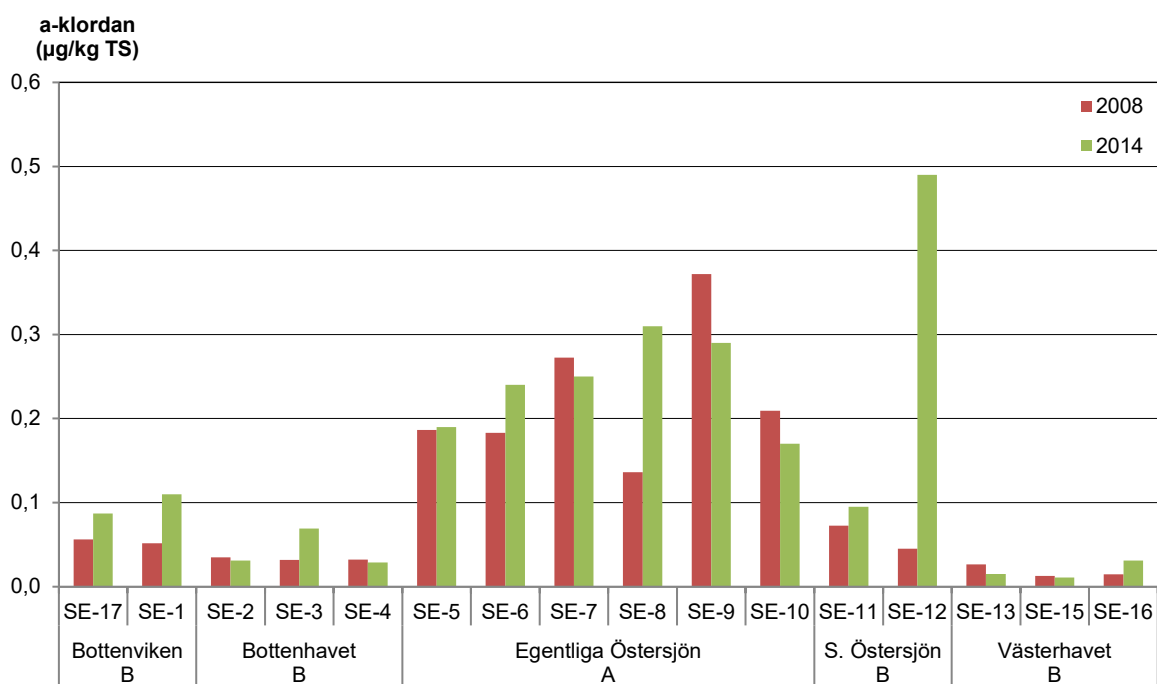
De högsta halterna av summa klordaner 2008, cirka 1,2 µg/kg TS på SE-7 och SE-9, har halverats till 2014 då halterna låg under 0,6 µg/kg TS på samtliga stationer. Halterna är dock inte genomgående lägre 2014 än 2008 eftersom de såväl ökar som minskar på de olika stationerna.

Klordaner är inte listade som prioriterade ämnen eller SFÄ i vattendirektivet och övervakas inte heller i marin biota i Sverige. Det är ett av de ursprungliga 12 POP-ämnena som listades i Stockholmskonventionen när den trädde i kraft 2004, och dess produktion och användning ska således elimineras.

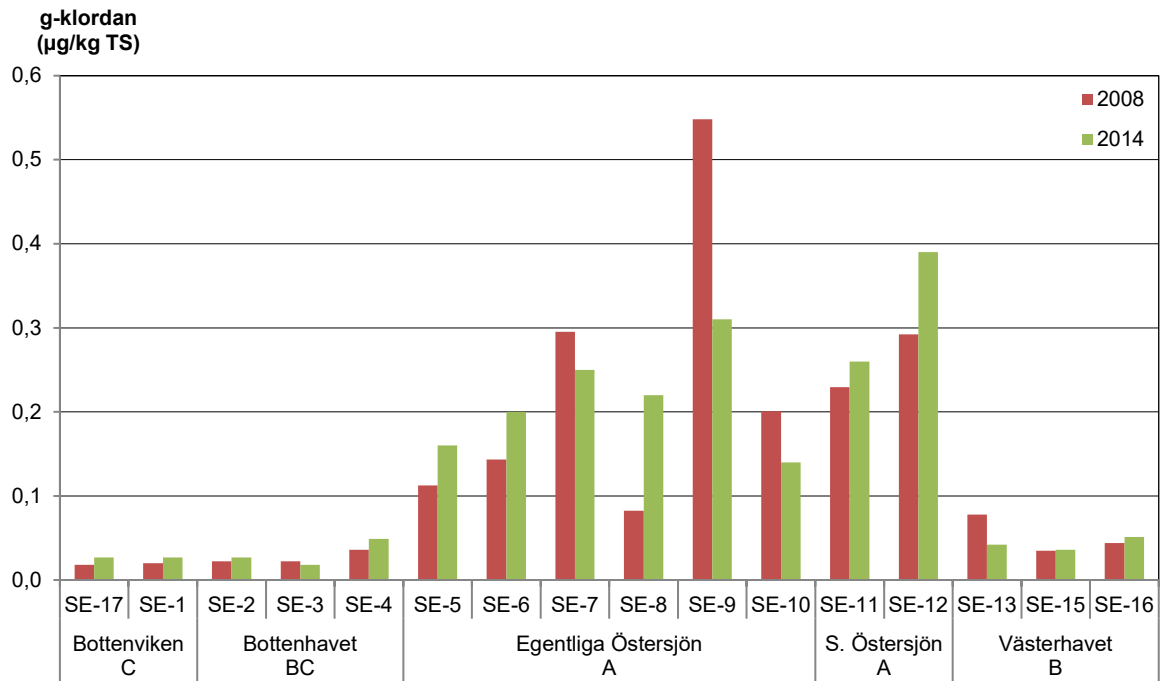




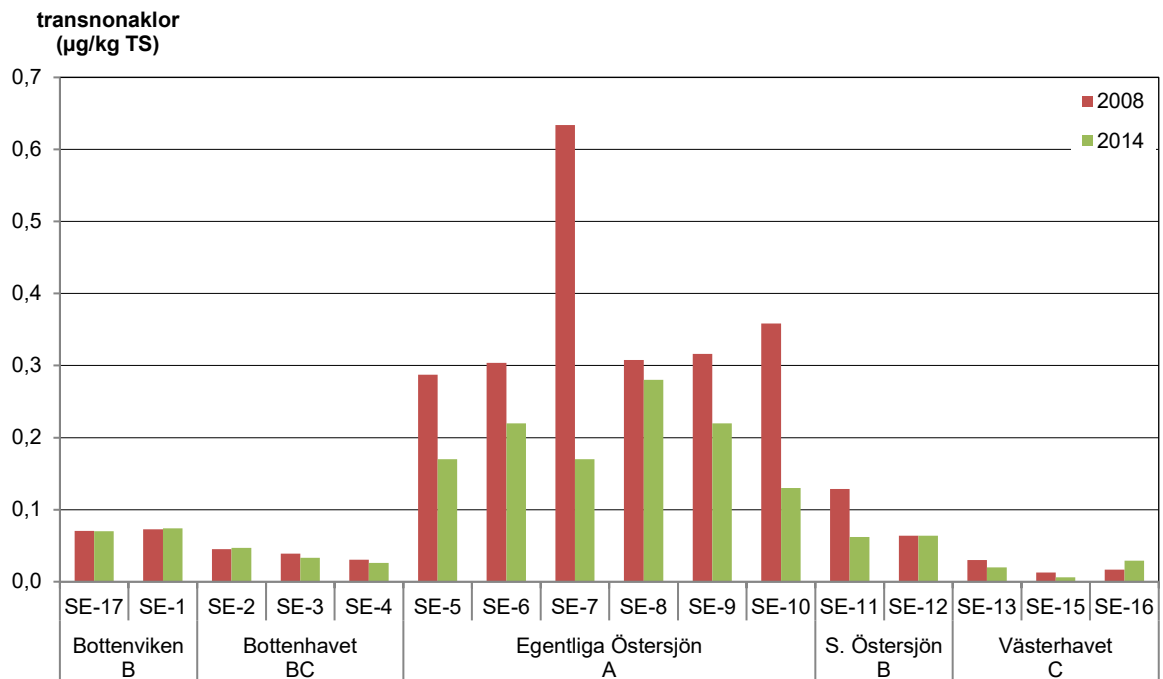
**Figur 22.** Halterna av summa klordaner under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



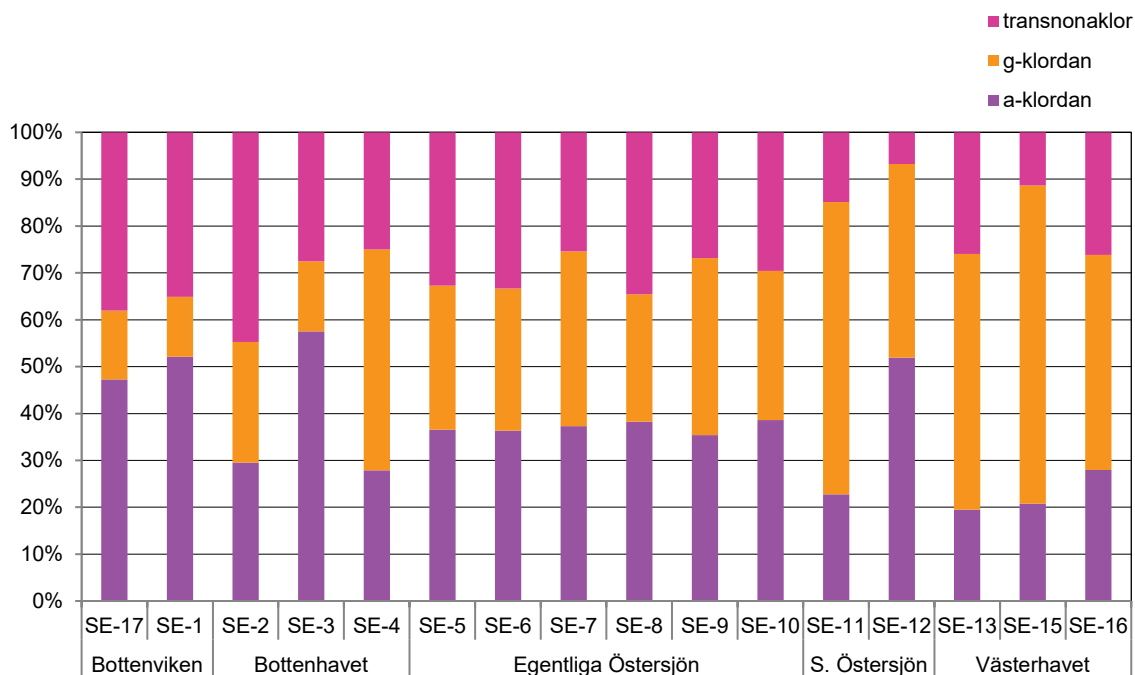
**Figur 23.** Halterna av  $\alpha$ -klordan under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



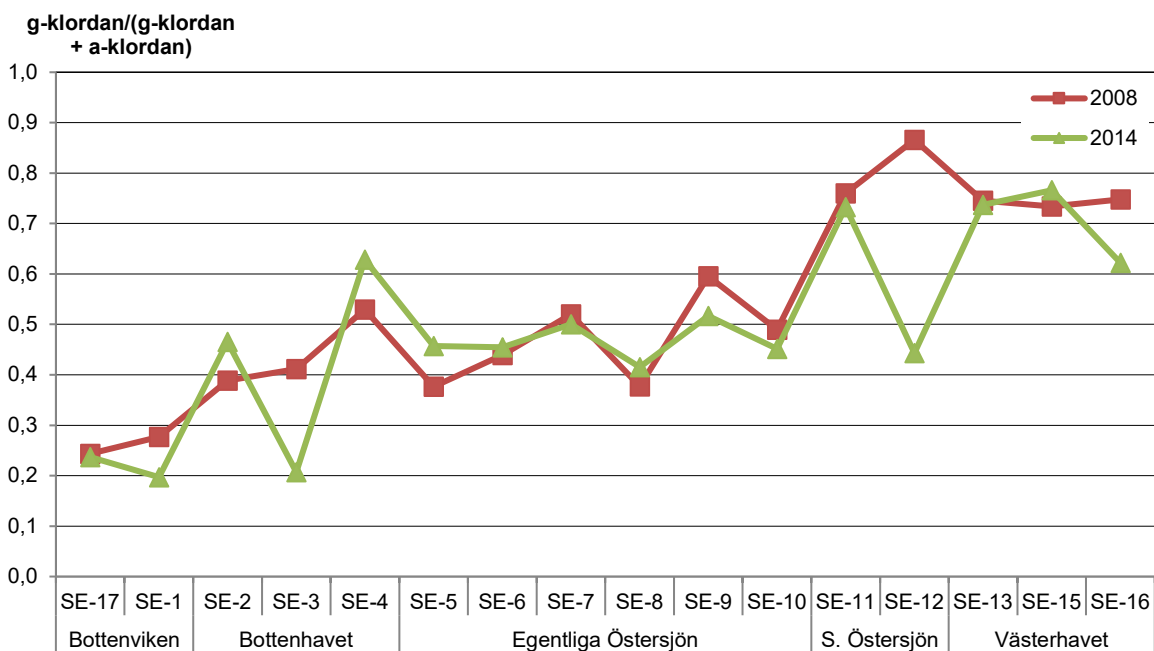
**Figur 24.** Halterna av *g*-klordan under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 25.** Halterna av transnonaklor under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 26.** Fördelningen av de tre ämnen som ingår i summa klordaner 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Parvisa jämförelser mellan havsområdena (Tukey's HSD) visar att andelen transnonaklor är signifikant högre i Bottenviken, Bottenhavet och Egentliga Östersjön (A) än i Västerhavet (B), medan södra Östersjön (AB) inte är signifikant skilt från andra havsområden. Andelen g-klordan är signifikant högre i Västerhavet (A) än i Egentliga Östersjön (BC), Bottenhavet (BC) och Bottenviken (C), medan andelen i södra Östersjön (AB) endast är signifikant högre än i Bottenviken. För andelen a-klordan kan inga signifikanta skillnader observeras.



**Figur 27.** Fraktionen g-klordan (trans-klordan) av summan g- och a-klordan (cis-klordan) för 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. En fraktion på 0,5 betyder att halterna av g- och a-klordan är lika höga i sedimentet.

## Övriga pesticider

Av de undersökta pesticiderna har en del aldrig förekommit i halter som överstigit rapporteringsgränserna. Detta är fallet för ett flertal bekämpningsmedel som numera är förbjudna i Sverige, som **alaktor** (analyserat 2003 och 2008, rapporteringsgräns 0,2–1 µg/kg TS), **atrazin** (analyserat 2003 och 2008, rapporteringsgräns 2–10 µg/kg TS), **isoproturon** (analyserat 2003 och 2008, rapporteringsgräns 2–40 µg/kg TS), **klorfenvinfos** (analyserat 2003 och 2008, rapporteringsgräns 1–20 µg/kg TS), **klorpyrifos** (analyserat 2003 och 2008, rapporteringsgräns 1–5 µg/kg TS), **pentaklorfenol** (analyserat 2003 och 2008, rapporteringsgräns 0,5–6 µg/kg TS), och **trifluralin** (analyserat 2003 och 2008, rapporteringsgräns 0,1–1 µg/kg TS). Av dessa är klorpyrifos dock fortfarande tillåten inom EU. Bekämpningsmedlet **DCOIT** (dikloroktylisotiazolinon), som förekommer i t.ex. färger, analyserades 2008 och samtliga stationer hade halter under rapporteringsgränsen på 0,05–0,1 µg/kg TS.

De olika formerna av den förbjudna insekticiden **endosulfan**, *a*-endosulfan, *b*-endosulfan och endosulfan-sulfat, har analyserats 2008 och 2014 men halterna var alltid under rapporteringsgränsen (0,2 µg/kg TS). Det sammanfattande resultat som rapporterades för endosulfan 2003 är också under rapporteringsgränsen (0,3–0,8 µg/kg TS) på alla stationer utom en (SE-12), där halten uppmättes till 0,3 µg/kg TS, dvs. i nivå med rapporteringsgränsen.

**Simazin**, en förbjuden herbicid, har analyserats alla år men halterna är generellt under rapporteringsgränsen (0,5–10 µg/kg TS), förutom vid två stationer 2008 respektive 2014. Halterna är emellertid i nivå med rapporteringsgränsen (0,9–4,6 µg/kg TS) och det går inte att dra några slutsatser om geografiska mönster i simazin-halterna.

**Diuron** är ett ogräsmedel som också använts i båtottenfärg även om ingen sådan användning har registrerats i Sverige enligt Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelsregister ([www.kemi.se](http://www.kemi.se)). Ämnet har analyserats alla år men förekom alltid under rapporteringsgränsen 2003 (20–40 µg/kg TS) och 2008 (2 µg/kg TS). År 2014 kunde det detekteras på 13 av 16 stationer i halter från 0,16 till 0,32 µg/kg TS, medan de övriga tre stationerna hade halter under rapporteringsgränsen på 0,15 µg/kg TS. Det finns inga signifikanta skillnader mellan havsområdena även om halterna generellt är högre på stationerna i Bottenhavet (0,17–0,23 µg/kg TS) och Egentliga Östersjön (0,16–0,31 µg/kg TS) än i Västerhavet (från under rapporteringsgränsen på 0,15 µg/kg TS till 0,17 µg/kg TS), södra Östersjön (0,16–0,18 µg/kg TS) och Bottenviken (från < 0,15 µg/kg TS till 0,16 µg/kg TS). Ämnet är tillåtet inom EU men finns inte i några godkända produkter i Sverige.

## HCB och andra klorbensener

**Hexaklorbensen** (HCB) har tidigare använts i stor skala som främst insekticid inom jordbruket. Denna användning har varit förbjuden i Sverige sedan 1980 men ämnet bildas även oavsiktligt i olika förbrännings- och kloreringsprocesser.

HCB har analyserats alla tre undersökningsår och förekommer i halter över rapporteringsgränsen alla åren, förutom på tre stationer 2003 (rapporteringsgräns 0,2 µg/kg TS). De högsta halterna av HCB har uppmätts på stationer i Egentliga Östersjön, Bottenhavet och södra Östersjön, men det finns inga statistiskt signifikanta skillnader i HCB-halt mellan havsområdena (fig. 28). Halterna av HCB är positivt och signifikant korrelerade till halterna av TOC i sedimentet. Den linjära regressionen har dock en låg förklaringsgrad ( $r^2 = 0,13$ ,  $p = 0,02$ ,  $n = 43$ ), och HCB-halterna i sedimentet förklaras därför inte i någon hög utsträckning av TOC-halterna.

HCB har en hög flyktighet jämfört med många andra persistenta organiska föroreningar och ämnet transporteras således lätt via atmosfären. Atmosfärisk deposition anses vara den dominerande källan till HCB i Östersjön, enligt en modellering för Egentliga Östersjön och Bottenhavet (Naturvårdsverket 2009). Detta gör att halterna blir relativt jämna geografiskt, men förhöjda halter kan ses i områden påverkade av punktkällor (Josefsson 2018). Miljöövervakningsstationerna är valda för att inte vara påverkade av punktkällor men beroende på hur långt ämnena transporteras kan det ändå förekomma en påverkan. Till exempel förekommer de högsta halterna 2014 på de stationer som ligger längst norrut i Egentliga Östersjön (SE-5 och SE-8), och det är möjligt att de är påverkade av närheten till Stockholm där höga halter av HCB förekommer (Josefsson 2018). Halterna av HCB i strömning provtagen inom miljöövervakningen av marin biota är högre i Egentliga Östersjön och södra Östersjön än i Västerhavet och Bottenviken. De lägsta halterna förekom i Västerhavet, följt av Bottenviken medan halterna i Bottenhavet var nästan på samma nivå som i Egentliga och södra Östersjön (Bignert m.fl. 2017). Det förekom således ett tydligare geografiskt mönster i marin biota än i sediment.

Det finns ingen effektbaserad bedömningsgrund för HCB baserad på toxicitet för sedimentlevande djur, däremot finns det ett indikativt värde på 16,9 µg/kg TS som avser sediment med 10 % TOC (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Detta indikativa värde, normaliserat till TOC-halt i sedimentet, överskreds inte på någon av stationerna under de tre undersökningsåren.

Variationen i HCB-halt mellan åren är stor och det finns ingen genomgående trend över alla tre undersökningsår. Däremot är halterna 2014 signifikant högre än 2008, och här avviker HCB från de flesta andra undersökta organiska ämnena. På många stationer ökar dessutom halterna gradvis över åren, inklusive på SE-1, SE-2, SE-10, SE-12 och SE-15 i Västerhavet. Endast en station, SE-3, uppvisar en successivt minskande halt. De stationer som har högst variation i halter över åren, bland annat en slående stor haltökning mellan 2008 och 2014, är de tre stationerna i Egentliga Östersjön som har en hög sedimentackumulationshastighet. Dessa tre stationer, SE-5, SE-6 och SE-8, har ackumulationshastigheter på runt 1 cm per år och därmed ett i genomsnitt yngre yt-sediment som snabbare reflekterar ändrade halter i vattenmiljön än ytsedimentet på stationer med lägre ackumulationshastighet (tabell 2). Den stora ökningen i halter mellan 2008 och 2014 på dessa stationer är därför oroande.

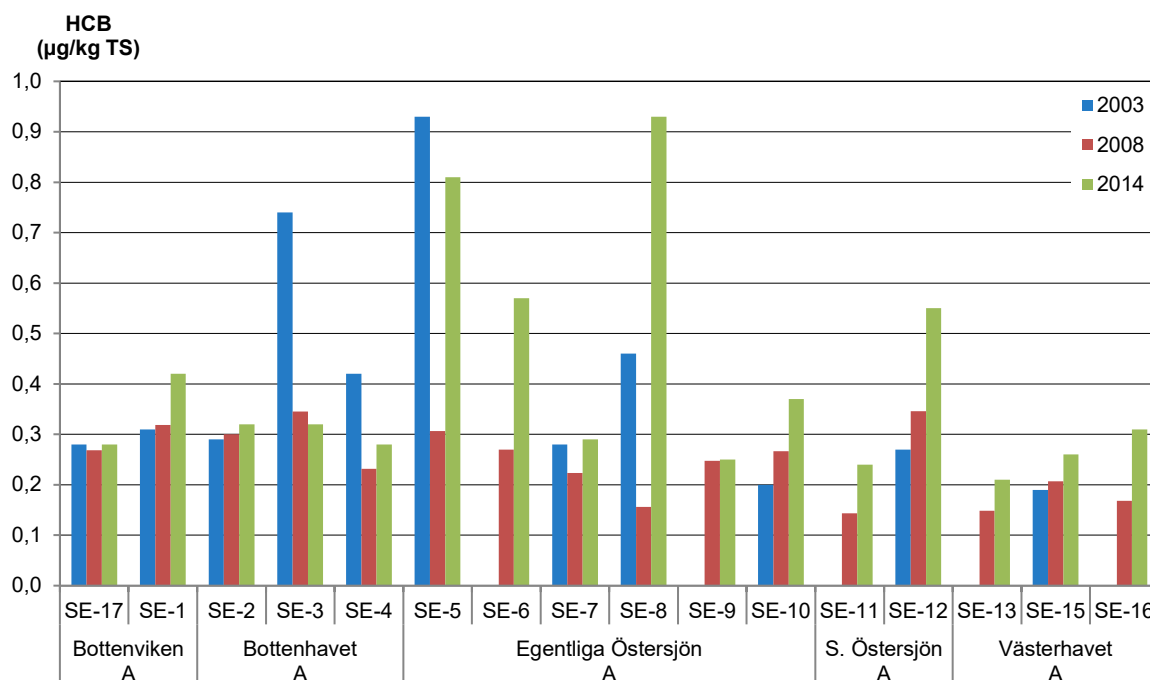
På grund av ämnets ökande trender på miljöövervakningsstationerna har en fördjupad undersökning gjorts, baserat på sedimentprover tagna mellan 1986 och 2015 och inrapporterade till SGUs databaser (Josefsson 2018). Undersökningen visade att halterna av HCB i ytsediment tidigare minskade, men har ökat sedan början av 2000-talet. Denna iakttagelse stöds av analyser av sedimentkärnor från övervakningsstationerna (Sobek m.fl. 2015), och ökande HCB-trender förekommer även i biota i Östersjön (Bignert m.fl. 2016) samt i andra matriser som renar och luft. Orsaken till den ökande trenden är inte klarlagd, men skulle kunna vara ökade primära utsläpp från okända källor eller ökade utsläpp från sekundära källor, dvs. områden förorenade med HCB sedan tidigare användning (Josefsson 2018).

HCB är en av de ursprungliga 12 POP-ämnena i Stockholmskonventionen, och dess produktion och användning ska elimineras samt oavsiktliga utsläpp minimeras. Den avsiktliga globala produktionen upphörde 2004 (Wang m.fl. 2010) men ämnet bildas i likhet med dioxiner i olika förbrännings- och kloreringsprocesser. HCB är ett prioriterat ämne i vattendirektivet och ingår i en indikator för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

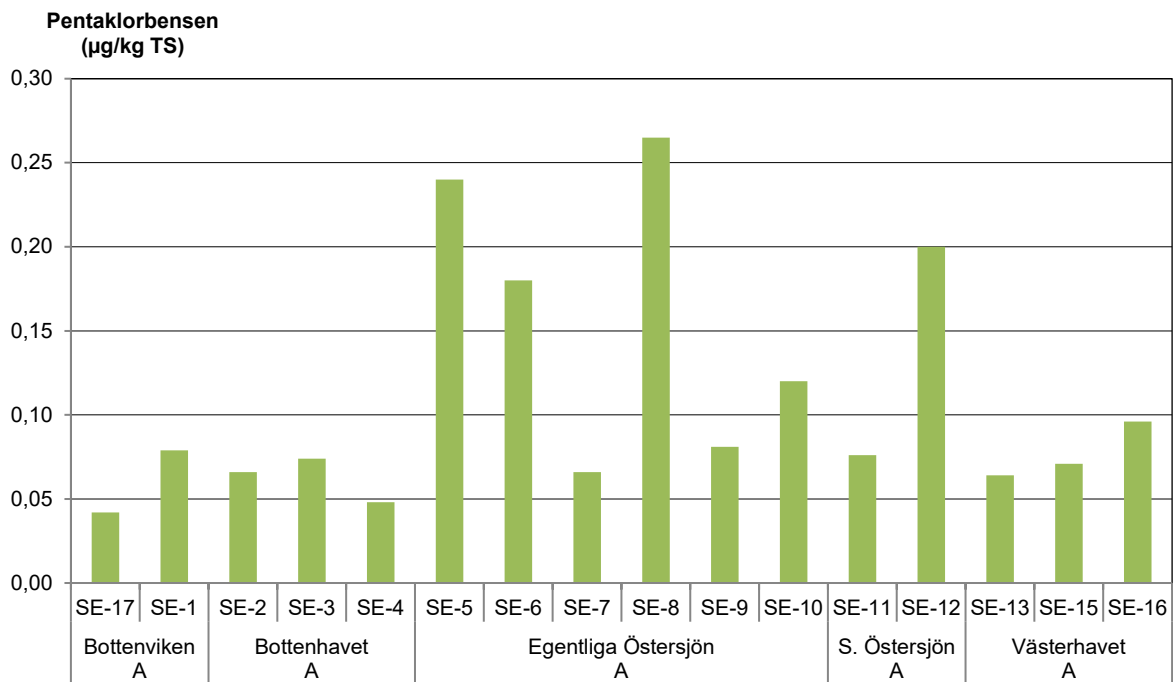
**Pentaklorbensen** har analyserats 2008 och 2014. Ämnet förekom i halter under rapporteringsgränsen på 1 µg/kg TS 2008 men kunde detekteras på samtliga stationer 2014 i halter på 0,04–0,27 µg/kg TS (fig. 29). Liksom för HCB finns det inga signifikanta skillnader mellan havsområdena, men halterna är högst på samma stationer som HCB-halterna är högst detta år, SE-5, SE-6 och SE-8 i Egentliga Östersjön och SE-12 i södra Östersjön. Halterna av pentaklorbensen är väl korrelerade till HCB-halterna ( $r^2 = 0,79$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 16$ , linjär regression på logariterade data för 2014), och är ungefär en tredjedel så höga. Eftersom HCB och pentaklorbensen kan bildas i samma processer och HCB bryts ned till pentaklorbensen (Adrian & Görisch 2002) är korrelationen förväntad.

Pentaklorbensen är liksom HCB listat i Stockholmskonventionen, sedan 2009, och dess produktion och användning ska elimineras samt den oavsiktliga bildningen minimeras. Det är också ett prioriterat ämne i vattendirektivet. Det indikativa värdet från Havs- och vattenmyndigheten (2018b) för pentaklorbensen på 400 µg/kg TS för sediment med 10 % TOC, som dock påpekas vara mycket osäkert, överskrider inte på någon av miljöövervakningsstationerna.

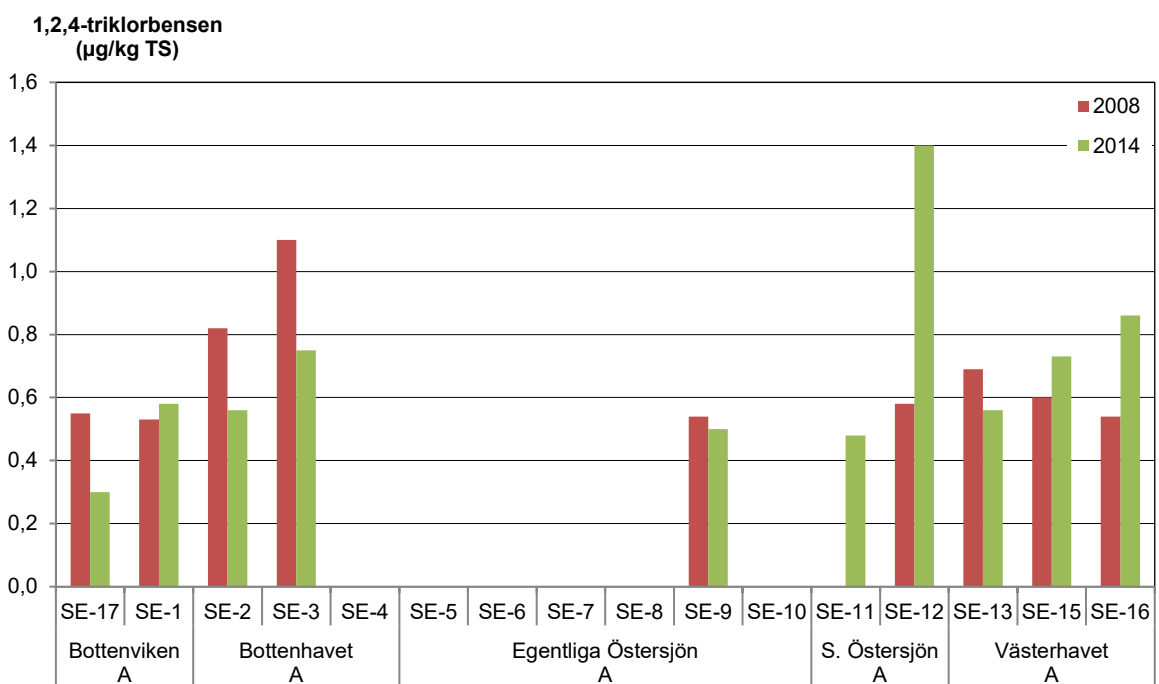
Tre **triklorbensener** (1,2,3-, 1,2,4- och 1,3,5-triklorbensen) har liksom pentaklorbensen analyserats 2008 och 2014. Endast en av triklorbenserna, 1,2,4-triklorbensen, kan mätas i halter över rapporteringsgränsen medan de andra två är under rapporteringsgränserna på 0,5 µg/kg TS 2008 och 0,2 µg/kg TS 2014. Halterna av 1,2,4-triklorbensen är båda åren under rapporteringsgränsen för flera stationer i främst Egentliga Östersjön (fig. 30), däribland de stationer som har högst halter av HCB och pentaklorbensen. Den högsta halten uppmättes på station SE-12 men det finns inga signifikanta skillnader mellan havsområdena. Triklorbensener är listade som prioriterade ämnen i vattendirektivet.



**Figur 28.** Halterna av HCB under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 29.** Halterna av pentaklorbensen 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 30.** Halterna av 1,2,4-triklorbensen 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## PCB

Polyklorerade bifenyl (PCB) är en grupp om totalt 209 ämnen (kongener) som har använts i bland annat elektrisk utrustning och som mjukgörare i fogmassor. PCB började förbjudas i Sverige på 1970-talet och totalförbud för användning infördes 1995.

PCB har analyserats under alla undersökningsår. Det är de sju vanligt förekommande PCB-kongenerna PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180 som har analyserats. Dessa ingår i summaparametern sPCB<sub>7</sub>. År 2014 analyserades fler PCB men dessa så kallade plana PCB grupperas med dioxiner och redovisas med denna grupp.

Halterna av sPCB<sub>7</sub> tenderar att vara högre i södra Östersjön och Egentliga Östersjön än i de övriga havsområdena, men skillnaderna är inte statistiskt signifikanta (fig. 31). Stationen med högst halter är under alla år SE-12 i södra Östersjön. Halterna av sPCB<sub>7</sub> är positivt och signifikant korrelerade till TOC-halterna i sedimentet men förklaringsgrader är relativt låg ( $r^2 = 0,24$ ,  $p = 0,0004$ ,  $n = 48$ ). Inget havsområde avviker genomgående från korrelationen men station SE-12 har förhöjda halter jämfört med vad korrelationen mot TOC förutsäger.

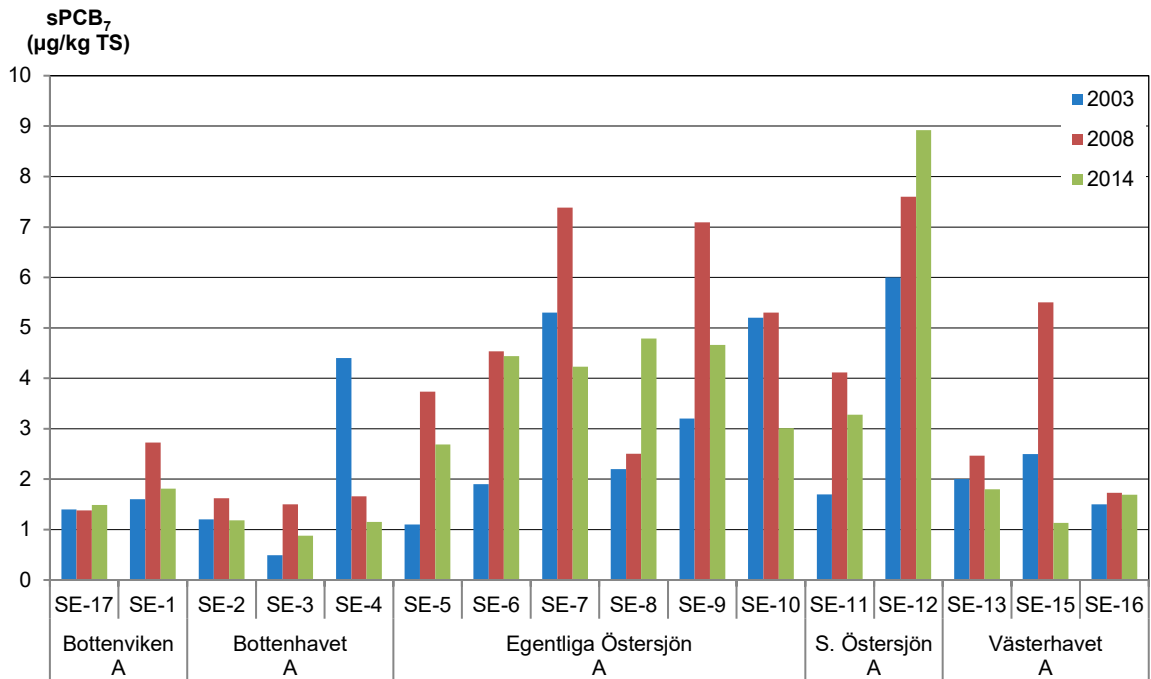
Atmosfärisk deposition anses vara den dominerande källan till PCB i Östersjön, enligt en modellering för Egentliga Östersjön och Bottenhavet (Naturvårdsverket 2009). Den atmosfäriska depositionen av PCB har en nord-sydlig gradient med högst deposition i de södra delarna av Östersjöregionen (HELCOM 2018a). Halterna av PCB (153 och 118) i strömning provtagen inom miljöövervakningen av marin biota är högst i norra Egentliga Östersjön, följt av södra Östersjön, medan halterna var lägre i Västerhavet och Bottniska viken (2013–2015; Bignert m.fl. 2017), vilket således stämmer relativt väl med det geografiska mönstret för PCB i sediment.

Kongenmönstret i sedimentet, dvs. hur mycket de enskilda PCB-ämnena bidrar till sPCB<sub>7</sub>, är liknande för alla stationer även om det finns en del statistiska skillnader mellan havsområdena (fig. 32). Framförallt verkar det finnas en större andel av mer högklorerade PCB i Bottenviken, t.ex. utgör PCB 153, 138 och 180 runt 70 % av sPCB<sub>7</sub> på stationerna här under alla undersökningsår (fig. 32 för 2014), vilket är mer än för övriga havsområden.

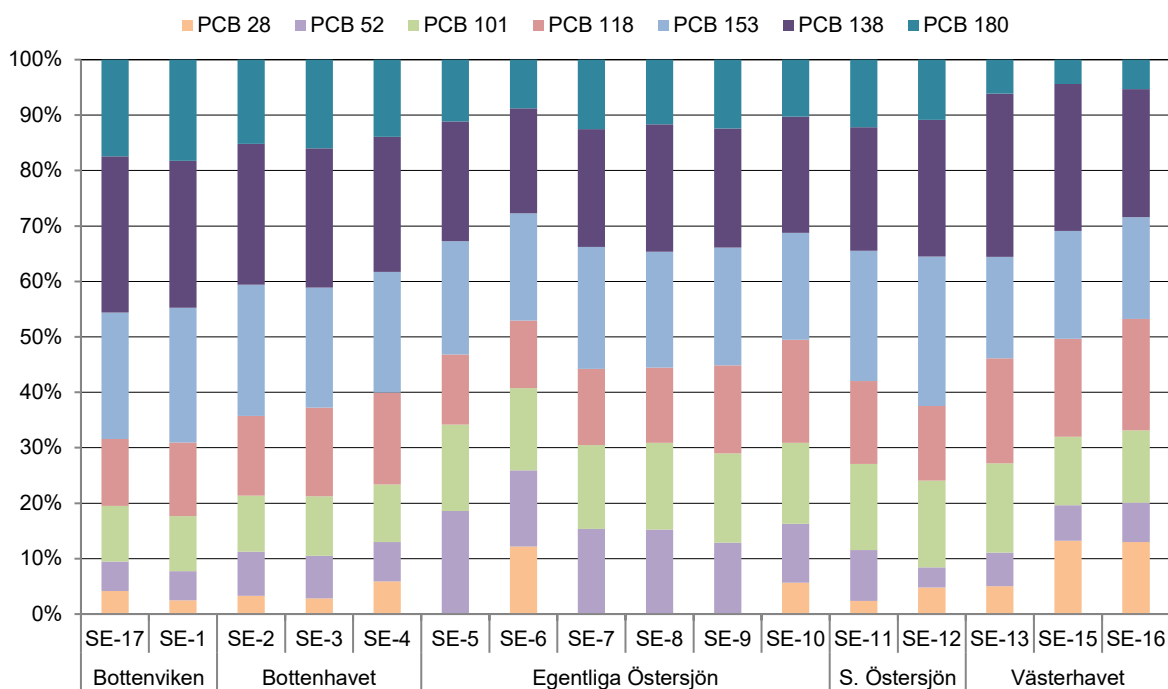
På flera av stationerna ökar sPCB<sub>7</sub>-halterna i sedimentet mellan 2003 och 2008 (fig. 31), även om skillnaden inte är statistiskt signifikant. Då byte av kontrakterat laboratorium och metod skedde mellan dessa två år, är det troligt att ökningen beror på detta skifte snarare än på en faktisk ökning av halterna i miljön. Den atmosfäriska depositionen av PCB, som tros vara den största tillförselvägen för denna ämnesgrupp till Östersjön, har minskat sedan början av 1990-talet (HELCOM 2018a; för PCB 153). I ett längre tidsperspektiv verkar halterna minska i sediment i Östersjön om halter i äldre (cirka 1990) och nyare (cirka 2005) prover jämförs (Naturvårdsverket 2009). Även i den nationella miljöövervakningen av marin biota är det tydligt att halterna av PCB minskar signifikant i strömning, sillgrissla och blåmussla i både Östersjön och Västerhavet från 1970/80-talet fram till 2016 (Bignert m.fl. 2017). För de kortare tidsserierna i strömning, dvs. för de senaste 10 åren, förefaller trenderna överlag vara sjunkande vid de flesta stationer, även om det även förekommer ökande halter (torsk i Västerhavet; Bignert m.fl. 2017).

PCB är ett av de ursprungliga 12 POP-ämnena som har varit listade i Stockholmskonventionen sedan den trädde i kraft 2004. Enligt konventionen ska produktion och användning av PCB elimineras och oavsiktlig bildning minimeras. Ämnesgruppen är också listad som en SFÄ i Sverige för statusklassning enligt vattendirektivet och ingår i en nationell indikator för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Den är även en indikator i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus, där den tenderar att ligga under sina tröskelvärden (HELCOM 2018b). Det finns ingen effektbaserad bedömningsgrund för PCB i sediment i Sverige.





**Figur 31.** Halterna av sPCB<sub>7</sub> under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD). Värdet på station SE-4 i Bottenviket 2003 är osäkert eftersom kongenmönstret avviker från övriga prover på grund av en mycket hög halt av PCB 118 (3,8 µg/kg TS jämfört med max 1,2 för alla andra stationer och år). Att mönstret är så avvikande är onormalt. Om detta värde utesluts är halterna i södra Östersjön (A) signifikant högre än i Bottenviket (B).



**Figur 32.** Fördelningen av de ämnen som ingår i sPCB<sub>7</sub> för 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Parvisa jämförelser mellan havsområdena (Tukey's HSD) visar att andelen PCB 28 inte skiljer sig åt, andelen PCB 52 är signifikant högre i Egentliga Östersjön (A) än i övriga havsområden (B), andelen PCB 101 är signifikant högre i Egentliga Östersjön, södra Östersjön och Västerhavet (A) än i Bottenviket och Bottenviken (B), andelen PCB 118 är signifikant högre i Västerhavet (A) än i Egentliga Östersjön och Bottenviken (B), andelen PCB 153 är signifikant högre i södra Östersjön (A) än i Västerhavet (C) medan övriga områden skiljer sig mindre (Bottenviken (AB), Bottenviket (AB), Egentliga Östersjön (BC)), andelen PCB 138 är signifikant högre i Bottenviken och Västerhavet (A) än i Egentliga Östersjön (B; övriga havsområden AB), och andelen PCB 180 är signifikant högre i Bottenviken och Bottenviket (A) än i Västerhavet (C), södra Östersjön och Egentliga Östersjön (B).

## Dioxiner och plana PCB

Polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och dibensofuraner, allmänt kallade dioxiner, analyserades vid provtagningen 2014. Det är en grupp om totalt 210 ämnen som bildas oavsiktligt i olika processer, bland annat förbrännings- och kloreringsprocesser. Analysen omfattade de sju toxiska 2,3,7,8-substituerade dioxinerna som ingår i summaparametern summa dioxiner, samt de tolv PCB som i likhet med dioxinerna kan ha en plan struktur och därför har en liknande toxisk verkan.

Halterna av summa dioxiner varierar främst mellan stationerna i Egentliga Östersjön och södra Östersjön medan halterna varierar mindre inom de tre övriga havsområdena (fig. 33). De högsta halterna förekommer på SE-12 i södra Östersjön och på SE-7 och SE-9 i Egentliga Östersjön men det finns inga signifikanta skillnader mellan havsområdena. De förhöjda halterna i Västerhavet jämfört med Bottenhavet och Bottenviken kan verka överraskande och beror främst på höga halter av OCDD, som på stationerna i Västerhavet utgör mer än hälften av summa dioxiner (fig. 35). Om halterna istället uttrycks som toxiska ekvivalenter (TEQ) där de dioxiner som är mer toxiska (generellt de med färre kloratomer) får en ökad vikt i beräkningen är halterna i Västerhavet inte förhöjda (fig. 34). Inte heller på TEQ-basis finns det några signifikanta skillnader i halter mellan havsområdena och de högsta TEQ-halterna förekommer på stationerna SE-12, SE-7 och SE-9.

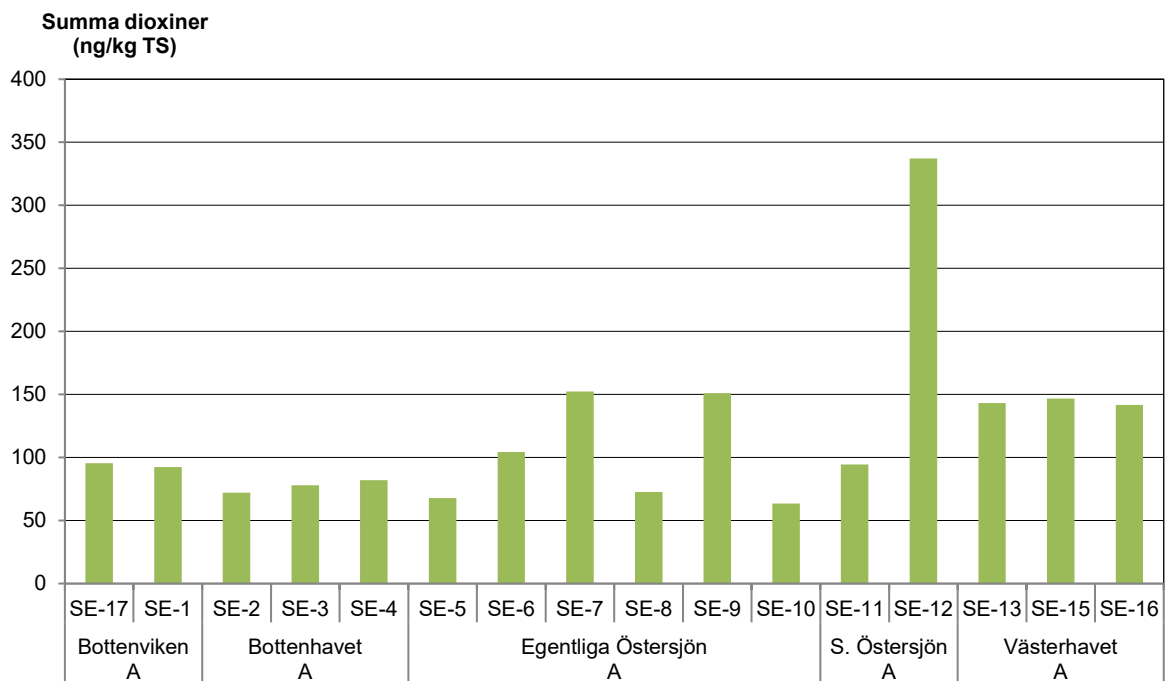
Även om dioxiner är ämnen som binder till kol finns det inga signifikanta samband mellan halterna av summa dioxiner och TOC-halterna i sedimentet, inte heller på TEQ-basis. Den atmosfäriska depositionen av dioxiner till Östersjön, som anses vara den dominerande tillförselvägen, har minskat sedan 1990-talet (med 67 %, 1990–2014), och är högre i de södra delarna än i de norra (Naturvårdsverket 2009, HELCOM 2018a). De högsta halterna av dioxin i strömning provtagen inom miljöövervakningen av marin biota förekommer i Bottenhavet, och halterna i Östersjön är generellt högre i Östersjön än i Västerhavet (2013–2015; Bignert m.fl. 2017).

Utsläpp till luft från förbränningsprocesser anses vara den främsta källan till dioxin i Östersjön, men det är oklart hur mycket bränder och utsläpp från förorenade områden står för (Andersson m.fl. 2012). Dioxiner kan också härröra från förorenade områden, t.ex. är älven Kymijoki i Finland, som är förorenad från tidigare klorfenoltillverkning, en stor källa till dioxiner i Östersjön. Den årliga tillförseln av dioxiner från Kymijoki har beräknats motsvara den atmosfäriska depositionen (Andersson m.fl. 2012). En modelleringsstudie av dioxiner i fisk i Östersjön pekar på att den största mängden dioxin i strömning i Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken kommer från atmosfäriska källor, men då dessa källor minskar tack vare åtgärder för förbättrad rening av förbränningsprocesser blir inflytandet från historisk klorfenolförorening allt viktigare för dioxinhalterna i strömning (Assefa m.fl. 2019).

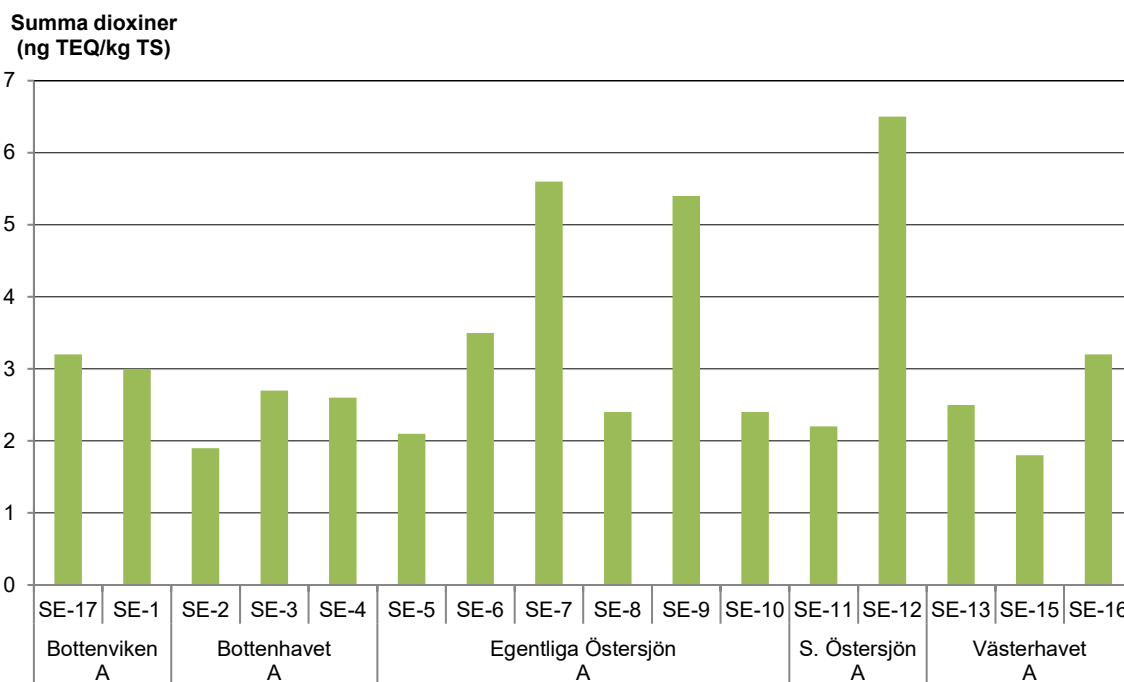
Halterna av dioxiner i sediment i Östersjön har minskat över tid, och de högsta halterna förekom 1985–2002, med en senare topp i utsjösediment än i kustsediment (Assefa m.fl. 2014). Halterna i sillgrisslägg har också minskat sedan 1969 (till 2015), men de senaste tio åren har ingen signifikant nedåtgående trend kunnat observeras (Bignert m.fl. 2017). Även i strömning i Bottenhavet har halterna minskat signifikant sedan 80-talet, men i Bottenviken och Egentliga Östersjön kan ingen signifikant trend över tid av summahalterna dioxiner (TEQ-halt) observeras från 1990-talet och framåt (Bignert m.fl. 2017).

Dioxiner är bland de 12 ursprungliga POPs som listades i Stockholmskonventionen, och deras oavsiktliga bildning ska minimeras. Dioxiner är också ett prioriterat ämne i vattendirektivet, förekommer i indikatorer för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a) samt är en indikator i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus. Där förekommer dioxiner generellt i halter under sitt tröskelvärde (HELCOM 2018b), likaså i de svenska havsområdena men ämnet bör fortsatt ses som problematiskt (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). I kustvattenförekomster är dioxiner ett av de ämnen som oftast förekommer över sitt tröskelvärde och ger sänkt kemisk status enligt vattenförvaltningen (se t.ex. Vattenmyndigheterna 2018). Halterna av dioxin i fet fisk från Östersjön är fortfarande för höga för att fisken ska få säljas på EUs

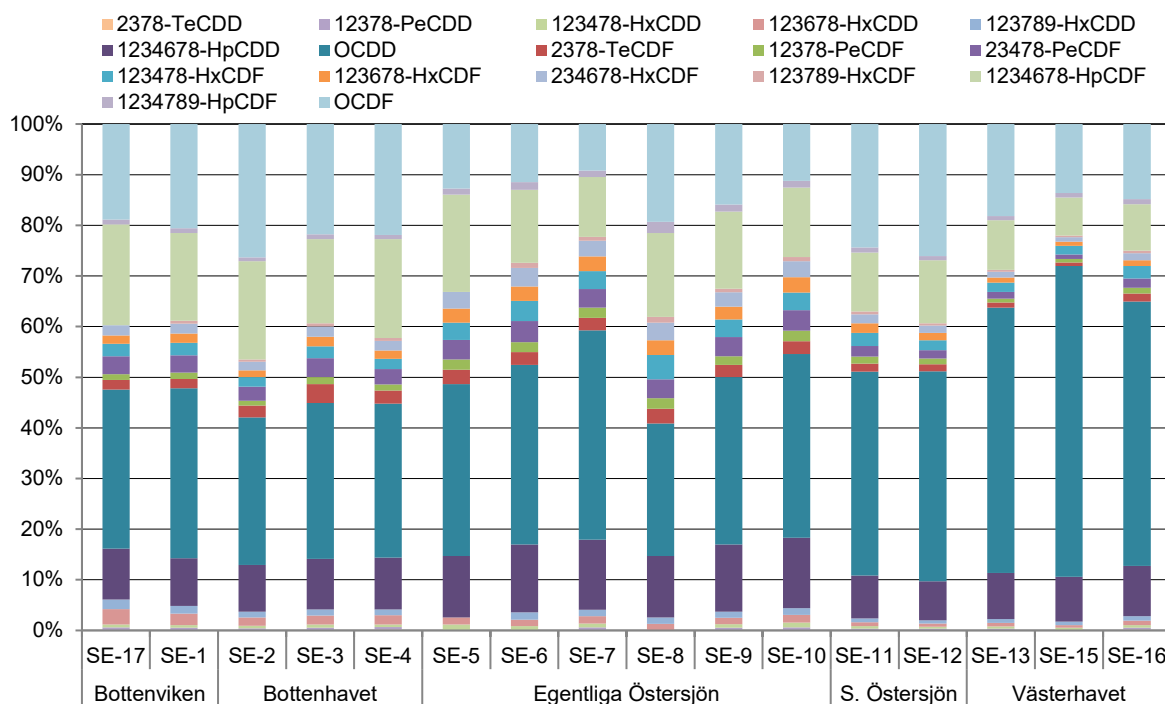
marknad. Eftersom den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (EFSA 2018a) nyligen sänkt värdet för det tolerabla veckointaget av dioxiner kommer tröskelvärdet troligtvis att skärpas, även om det också är möjligt att beräkningen av bidraget från dioxinlika PCB kommer att justeras. Med tanke på bristen på nedåtgående trender i biota och att ämnesgruppen förekommer över sina tröskelvärden är det emellertid sannolikt att ytterligare åtgärder behöver vidtas för att minska halterna av dioxiner i bland annat Östersjöns miljö. Eftersom förorenade områden bedöms bli allt viktigare som dioxinkälla till strömming i Östersjön (Assefa m.fl. 2019) är det viktigt att arbetet med att åtgärda förorenade sediment (åtgärd 16 i Havsmiljödirektivets åtgärdsprogram enligt Havs- och vattenmyndigheten 2015 samt Naturvårdsverkets åtgärd 3 och Länsstyrelsernas åtgärd 3 enligt åtgärdsprogrammet för vattendirektivet, Vattenmyndigheterna 2016) fortskrider samtidigt som primära källor minimeras, vilket bland annat behandlas i ett flertal nya åtgärder för att minska utsläpp från förbränning enligt åtgärdsprogrammet för vattendirektivet (Vattenmyndigheterna 2018).



**Figur 33.** Halterna av summa dioxiner 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



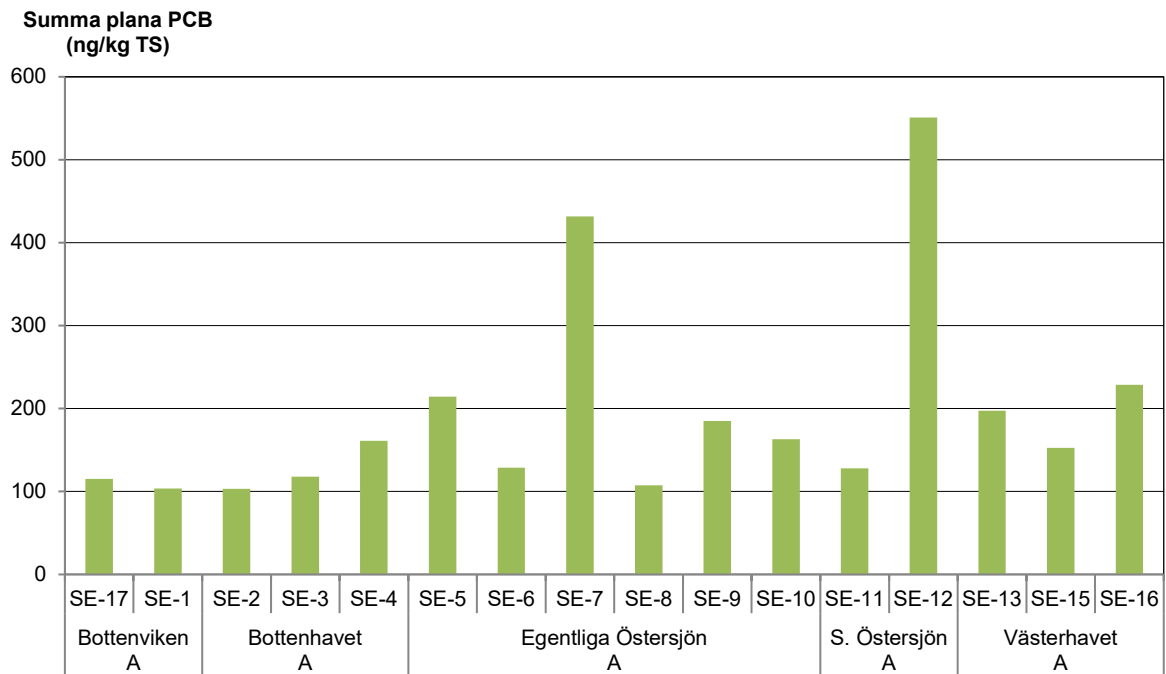
**Figur 34.** Halterna av summa dioxiner uttryckt på TEQ-basis på de 16 övervakningsstationerna 2014. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 35.** Fördelningen av de ämnen som ingår i summa dioxiner på de 16 övervakningsstationerna 2014. Parvisa jämförelser mellan havsområdena (Tukey's HSD) visar en del statistiska skillnader i andelen av olika dioxinkongener. De mest tydliga skillnaderna är den högre andelen OCDD i Västerhavet (A) jämfört med övriga havsområden (B) samt de högre andelarna 1234678-HpCDD, 12378-PeCDF respektive HxCDFer i Egentliga Östersjön (A) jämfört med övriga havsområden (B-C, förutom Bottenviken (AB) för 123789-HxCDF).

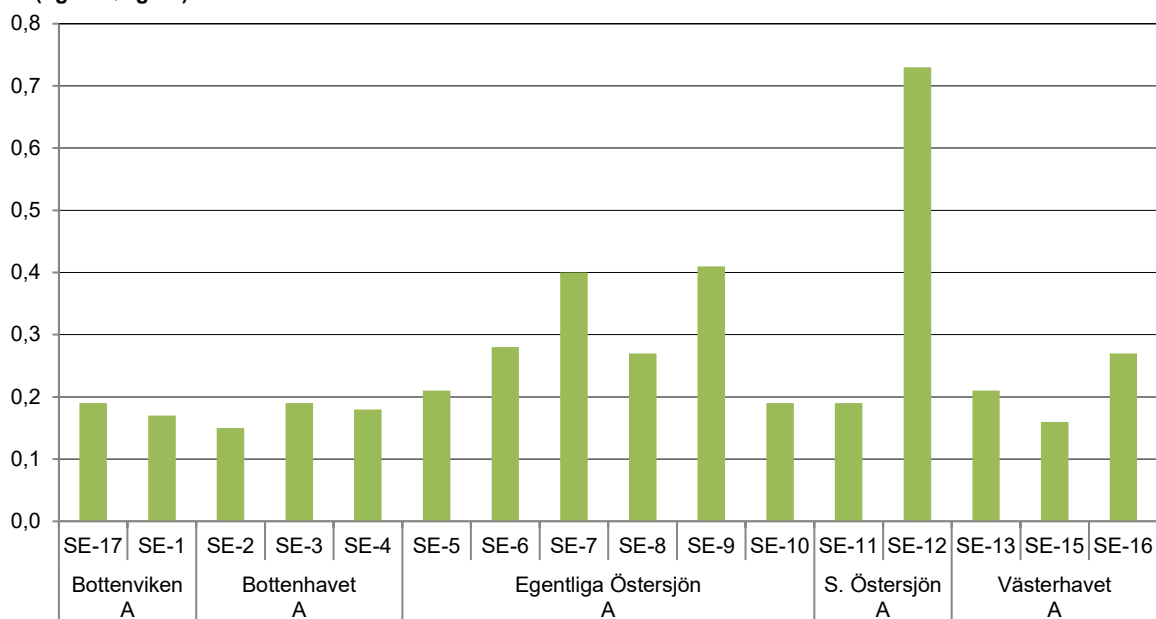
Plana PCB (förutom PCB 118 även PCB 77, 81, 126, 169, 105, 114, 123, 156, 157, 167 och 189) följer samma geografiska mönster som dioxinerna. De högsta halterna förekommer i sediment i södra Östersjön och Egentliga Östersjön, men då variationen mellan stationerna inom respektive havsområde är stor finns det inga signifikanta skillnader mellan havsområdena, vare sig på vanlig koncentrationsbasis eller på TEQ-basis (fig. 36 och 37). Det finns inget samband mellan halterna av summa plana PCB och halterna av TOC i sedimentet, inte heller när PCB-halterna uttrycks som TEQ. De stationer som har högst halter är överlag samma stationer som har högst dioxinhalter, SE-12 och SE-7, även om SE-9 bara har förhöjda halter av plana PCB när halterna uttrycks som TEQ.

Andelarna som de olika PCB-ämnena bidrar med till summa plana PCB (dvs. kongenmönstret) är relativt liknande för alla havsområden (fig. 38). Stationerna SE-6, SE-8 och SE-9 avviker emellertid kraftigt med en låg andel PCB 118 vilket gör att andra PCB-ämnen får en ökad andel. Detta är sannolikt relaterat till störningar i proverna vid analys eftersom ett sådant mönster i fördelningen av olika PCB-kongener inte brukar förekomma i miljön.

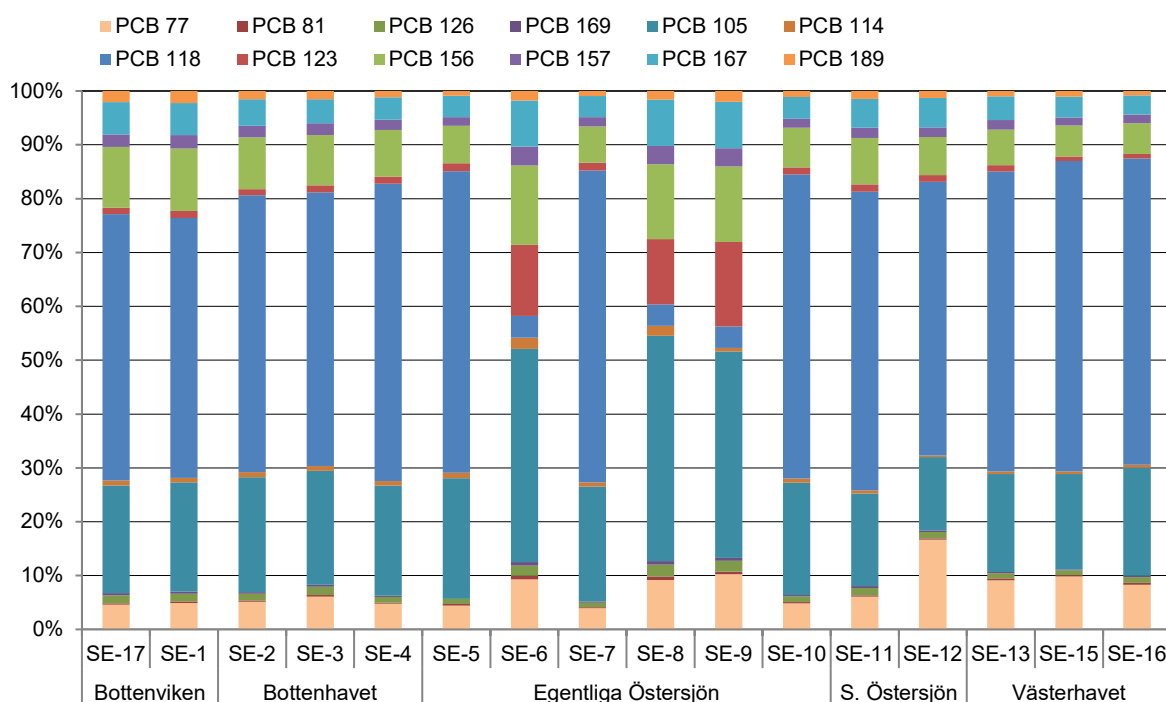


**Figur 36.** Halterna av summa plana PCB på de 16 övervakningsstationerna 2014. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

**Summa plana PCB  
(ng TEQ/kg TS)**



**Figur 37.** Halterna av summa plana PCB uttryckt på TEQ-basis på de 16 övervakningsstationerna 2014. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 38.** Fördelningen av de ämnen som ingår i summa plana PCB på de 16 övervakningsstationerna 2014. Parvisa jämförelser mellan havsområdena (Tukey's HSD) visar att den enda statistiskt signifikanta skillnaden i andelen av olika PCB-ämnen förekommer för det mest höglorerade ämnet, PCB 189, där andelen är signifikant högre i Bottenviken (A) jämfört med Västerhavet (B) medan övriga havsområden inte är signifikant skilda åt (AB). Det avvikande mönstret för SE-6, SE-8 och SE-9 beror troligtvis på störningar i proverna vid analysen. Halterna av PCB 118 i dessa prover är mycket låga medan halterna av PCB 123, som detekteras i anslutning till PCB 118 i analysinstrumentet, är högre än för andra prover. Halterna av PCB 118 enligt plana PCB-analysen är dessutom onormalt låga (endast 3–5 %) i jämförelse med halterna av PCB 118 enligt sPCB<sub>7-</sub>analysen. Halterna kan skilja sig åt beroende på analysmetod eftersom analysen av plana PCB kräver mer upprening och därmed kan eliminera ämnen som kan sammanblandas med PCB 118 i analysen, men för proverna från SE-6, SE-8 och SE-9 var skillnaden onormalt hög.

## Andra klorerade ämnen

### *Klorparaffiner*

Klorparaffiner används i stora mängder som bland annat mjukgörare och flamskyddsmedel i plast och gummi samt smörjmedel i metallindustrin. De delas in i kortkedjiga (SCCP, med en kolkedja på 10–13 kolatomer), mellankedjiga (MCCP, 14–17 kolatomer i kedjan) och långkedjiga (LCCP, fler än 17 kol i kedjan).

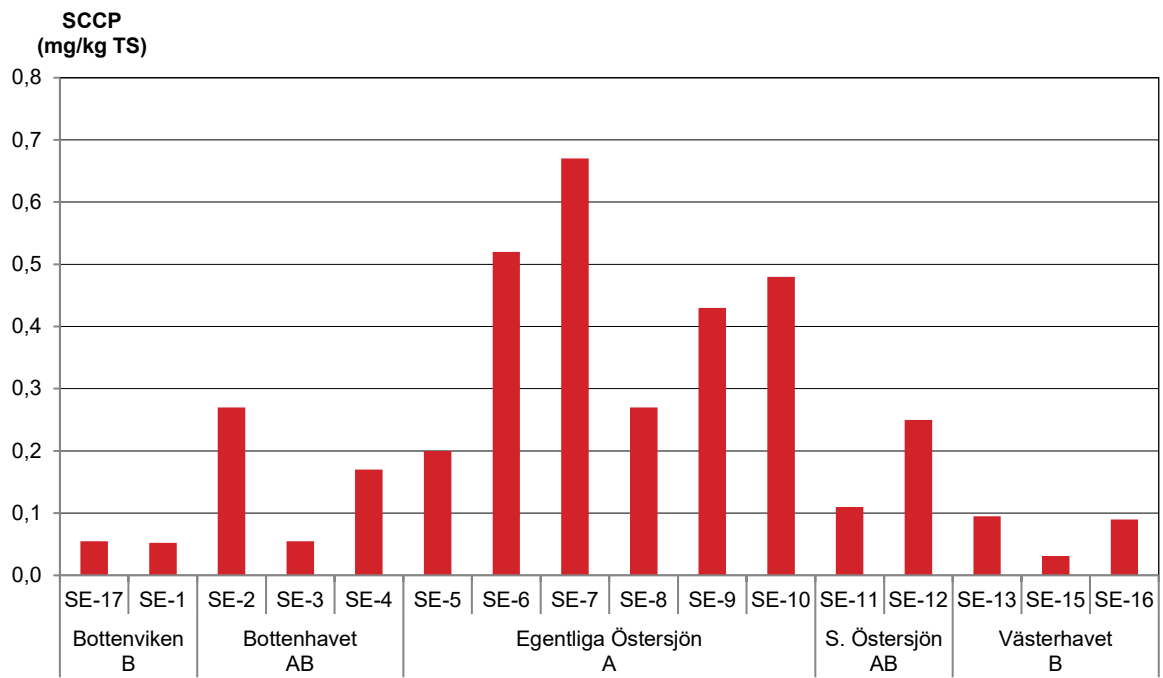
SCCP analyserades i sedimentproverna 2008 och 2014. Halterna låg under rapporteringsgränsen på 0,1–0,2 mg/kg TS på alla stationer 2014, men 2008 uppmättes halter på 0,03–0,7 mg/kg TS (fig. 39). Halterna är signifikant högre i Egentliga Östersjön än i Bottenviken och Västerhavet, medan halterna i Bottenviken och södra Östersjön ligger på en mellannivå. De högsta halterna av SCCP uppmättes på de fyra stationerna i djupbassängerna runt Gotland, dvs. i mellersta delen av Egentliga Östersjön. SCCP-halterna är positivt och signifikant korrelerade till sedimentets TOC-halter ( $r^2 = 0,65$ ,  $p = 0,0001$ ,  $n = 16$ ), vilket är rimligt eftersom SCCP är ämnen som fördelar sig till organiskt kol. Båda stationerna i Bottenviken har SCCP-halter som är lägre än vad som förutsågs av korrelationen till TOC; i övrigt ligger havsområdena samlade runt regressionslinjen.

LCCP har inte analyserats under något undersökningsår, medan MCCP analyserades 2014. Halterna låg då under rapporteringsgränsen på 0,1–0,2 mg/kg TS på samtliga stationer.

Det indikativa värdet från Havs- och vattenmyndigheten (2018b) för SCCP är 0,998 mg/kg TS för sediment med 10 % TOC. Det indikativa värdet är dock osäkert eftersom det bygger på en omräkning till sediment utifrån toxicitet för vattenlevande organismer, och halter i biota är mer relevant för att avgöra om ett område inte har god status på grund av för höga SCCP-halter. Det indikativa värdet överskrids inte på någon av stationerna, men de stationer som har halter närmast värdet är SE-3 (0,76 mg/kg TS efter omräkning till 10 % TOC) och SE-7 (0,59 mg/kg TS efter omräkning till 10 % TOC).

SCCP är sedan 2017 reglerade av Stockholmskonventionen och är förbjudna att tillverkas eller släppas ut på marknaden. De tycks ersättas av MCCP och LCCP, och trender i jord i Schweiz och kustsediment nära förmodade källor i Sverige visar på sjunkande halter av SCCP men ofta ökande halter av MCCP, vilket resulterar i högre halter MCCP än SCCP (Bogdal m.fl. 2017, Yuan m.fl. 2017). Å andra sidan pekar sedimentprover från Stockholms skärgård och Mälaren på att halterna av både SCCP och MCCP har minskat de senaste decennierna (Länsstyrelsen Stockholm 2015). Detta kan bero på att även användningen av MCCP har minskat i Sverige (Andersson m.fl. 2012). Totalt tillverkas mer än 1 miljon ton klorparaffiner globalt per år och de framtida utsläppen från produkter som innehåller klorparaffiner tros bli stora (Glüge m.fl. 2016).

SCCP är prioriterade ämnen och MCCP är SFÄ i Sverige enligt vattendirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2013). På grund av de stora volymerna som ämnena har tillverkats och fortfarande tillverkas i samt att nya ekotoxikologiska studier tyder på att även MCCP och LCCP är bioackumulerande (Castro m.fl. 2018) är det viktigt att fortsätta övervakningen av ämnena i utsjosediment. Framtida miljöövervakning kan visa om det förekommer en minskning av halterna SCCP vilket skillnaden mellan 2008 och 2014, då inga halter var över rapporteringsgränsen, kan tyda på. Det är också viktigt att granska hur halterna av de möjliga ersättningsprodukterna MCCP och LCCP förändras över tid i miljön.



**Figur 39.** Halterna av kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) på de 16 övervakningsstationerna 2008. Bokstäverna under havs-områdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



## Klorerade alifater

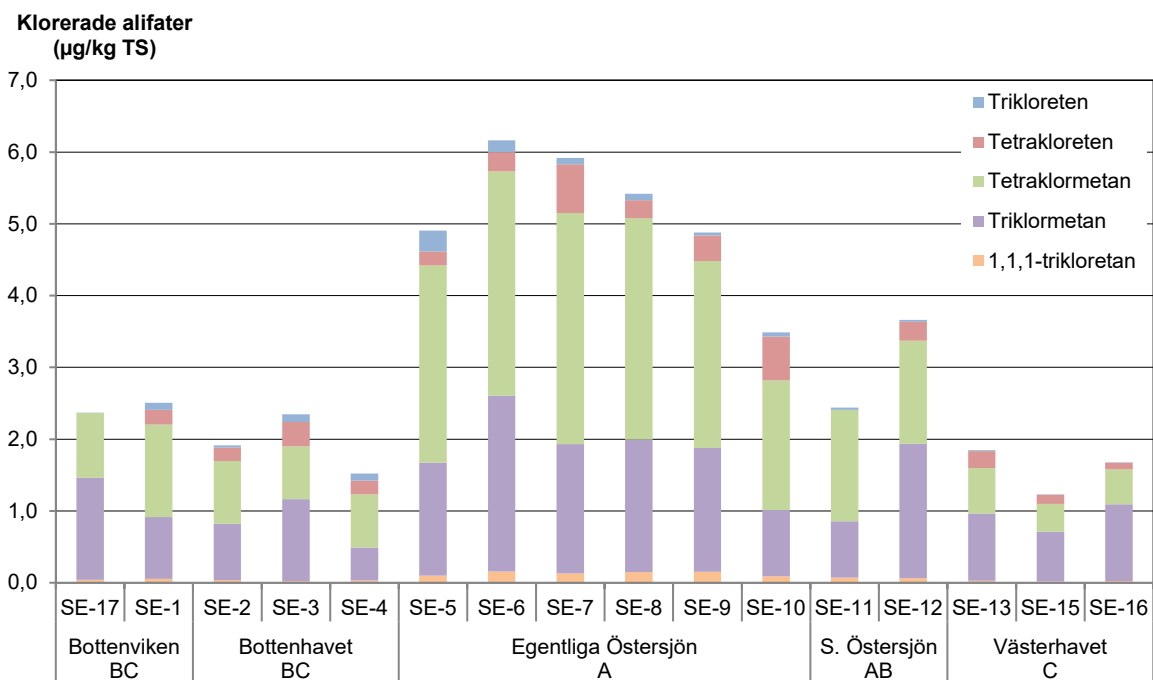
Klorerade alifater analyserades vid sedimentprovtagningen 2008. Dessa ämnen har främst använts som lösningsmedel, t.ex. vid kemtvätt, och en viss användning förekommer fortfarande i Sverige.

Halterna av diklormetan och 1,2-dikloreten var under rapporteringsgränserna på 2,3 respektive 3,5 µg/kg TS på samtliga stationer. 1,1,1-trikloreten, triklormetan (kloroform), tetraklormetan (kol-tetraklorid) och trikloreten kunde uppmätas på alla stationer medan tetrakloreten kunde uppmätas på 14 av 16 stationer. Triklormetan analyserades även 2014 men var då under rapporteringsgränsen (0,12–0,83 µg/kg TS) på alla stationer utom SE-1 där halten uppmättes till 0,20 µg/kg TS.

En jämförelse mellan havsområdena visar att de högsta halterna av klorerade alifater, som en summa av de fem ämnena som kunde uppmätas, förekommer på stationer i Egentliga Östersjön (fig. 40). Halterna är signifikant högre där än i Bottenviken, Bottenhavet och Västerhavet. Halterna är även väl korrelerade till halterna av TOC i sedimentet ( $r^2 = 0,88$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 16$ ).

En granskning av de enskilda ämnena visar att Egentliga Östersjön har signifikant högre halter av 1,1,1-trikloreten och tetraklormetan än andra havsområden. Halterna av trikloreten är signifikant högre i både Egentliga Östersjön och Bottenhavet än i Västerhavet, medan halterna av triklormetan och tetrakloreten inte skiljer sig signifikant mellan havsområdena.

Diklormetan, 1,2-dikloreten, triklormetan, tetraklormetan, trikloreten och tetrakloreten är prioriterade ämnen i vattendirektivet. Det finns ett indikativt värde för triklormetan i sediment från Havs- och vattenmyndigheten (2018b). Detta värde är på 55 µg/kg TS och överskrider inte på någon av stationerna.



**Figur 40.** Halterna av klorerade alifater på de 16 övervakningsstationerna 2008. Bokstäverna under havsområdena anger om summahalterna är statistiskt signifikant skilda åt mellan havsområdena vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD). För de ingående ämnena är halterna av 1,1,1-trikloreten respektive tetraklormetan signifikant högre i Egentliga Östersjön (A) än i södra Östersjön (B), Bottenviken (BC), Bottenhavet (CD) och Västerhavet (D). För halterna av triklormetan och tetrakloreten förekommer inga signifikanta skillnader mellan havsområden. Halterna av trikloreten är signifikant högre i Egentliga Östersjön och Bottenhavet (A) än i Västerhavet (B) medan södra Östersjön och Bottenviken har halter i mellannivå (AB).

### *Hexaklorbutadien*

Hexaklorbutadien (HCBD), som främst använts som industrikemikalie, bland annat som lösningsmedel inom textilindustrin, har analyserats under alla tre undersökningsår men aldrig förekommit i halter över rapporteringsgränsen (0,2–1,5 µg/kg TS). Det indikativa värdet för sediment från Havs- och vattenmyndigheten (2018b) ligger på 493 µg/kg TS avseende 10 % TOC och överskrids således inte.

## PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. De kan bildas naturligt vid t.ex. skogsbränder, men har också antropogent ursprung och kommer från förbränning eller utsläpp av fossila bränslen. Höga halter kan förekomma i tjära, främst stenkoltjära och relaterade produkter såsom kreosot som tidigare använts i stor utsträckning.

PAH har analyserats i sedimentet under alla undersökningsår. De PAH som analyserats är naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a,h)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(a,h)antracen, benso-(g,h,i)perylen och indeno(1,2,3-c,d)pyren, dvs. de ämnen som ingår i summa PAH<sub>16</sub>. Acenaftylen analyserades emellertid inte 2008 och därför används istället summa PAH<sub>15</sub> (sPAH<sub>15</sub>) för att kunna jämföra resultaten mellan åren.

Det framgår tydligt att halterna av sPAH<sub>15</sub> är lägre i Bottenviken och Bottenhavet än i Egentliga Östersjön och södra Östersjön (fig. 41). Halterna av sPAH<sub>15</sub> är positivt och signifikant korrelerade med TOC-halterna i sedimentet, vilket är förväntat, men förklaringsgraden är låg ( $r^2 = 0,14$ ,  $p = 0,008$ ,  $n = 48$ ). De havsområden som har avvikande halter jämfört med regressionen mot TOC är södra Östersjön och Västerhavet, som tenderar att ha förhöjda halter, och Bottenviken och Bottenhavet, som tenderar att ha lägre halter. De högsta halterna har alla tre år uppmätts på station SE-12 i Arkonabassängen i södra Östersjön, vilket visar att det finns mer betydande PAH-källor vid denna station än vid övriga stationer. Det är möjligt att detta är relaterat till en intensivare sjöfart och fler oljeutsläpp vid denna station (se [www.helcom.fi](http://www.helcom.fi)), men SE-12 har även höga nivåer av ämnen som inte är kopplade till sjöfart, som dioxiner och PCB. Undersökningar har också pekat på betydelsen av floden Oder som källa av PAH till Arkonabassängen (Schulz & Emeis 2000, Witt m.fl. 2001). Den atmosfäriska depositionen av benso(a)pyren har en nord-sydlig gradient med högst deposition i de södra delarna av Östersjöregionen, i likhet med många andra organiska föroreningar och metaller (HELCOM 2018a).

Åtta PAH är prioriterade ämnen enligt vattendirektivet: naftalen, antracen, fluoranten, benso(b)-fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(g,h,i)perylen och indeno(1,2,3-c,d)pyren. Tre av dessa ämnen ingår som indikatorer för farliga ämnen i havsmiljödirektivet, nämligen antracen, fluoranten och benso(a)pyren (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

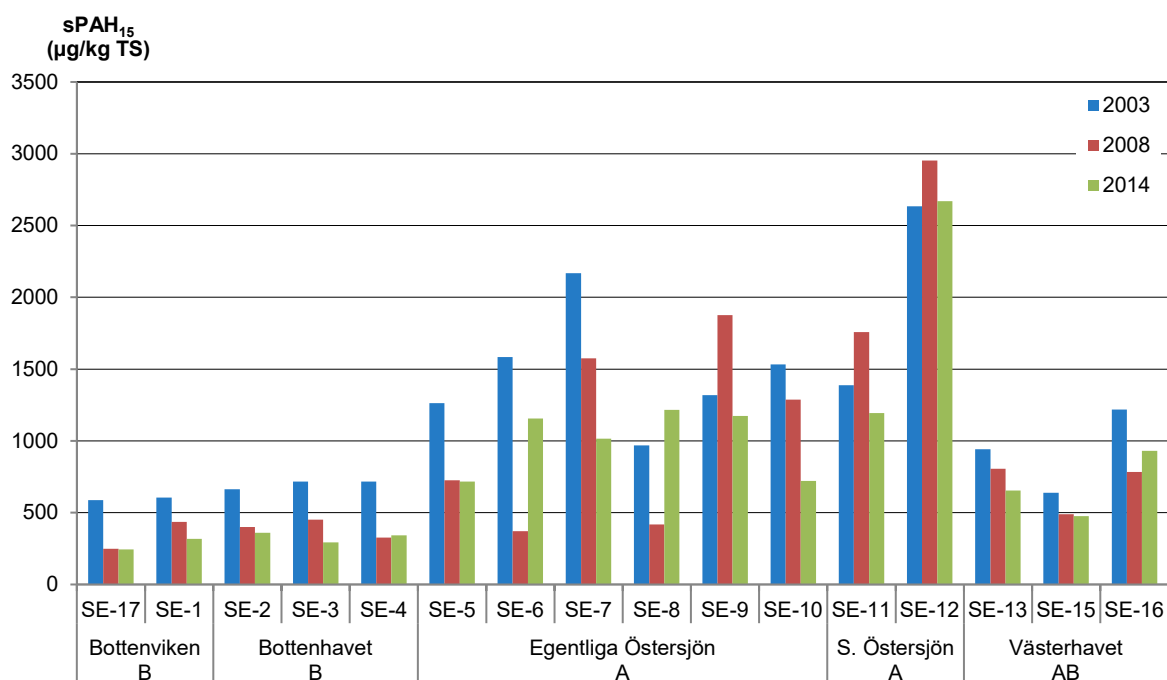
Det finns effektbaserade bedömningsgrunder från Havs- och vattenmyndigheten (2013) för toxicitet på sedimentlevande organismer för två PAH: antracen (24 µg/kg TS) och fluoranten (2000 µg/kg). Båda värdena gäller vid en TOC-halt på 5 %. Fluorantehalterna överskrider inte värdet på någon station under något år, medan antracenhalterna överskrider värdet på de tre stationerna i Västerhavet 2003. År 2008 och 2014 överskrids inte värdet på någon station; de stationer som har halter som ligger närmast ett överskridande båda åren är SE-16 och SE-12. PAH-mönstret, dvs. hur mycket de olika PAH-ämnena bidrar till sPAH<sub>15</sub>, är relativt lika mellan havsområdena även om det finns en del signifikanta skillnader (fig. 42).

För ytterligare fyra PAH (naftalen, benso(a)pyren, benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten) finns det mer osäkra indikativa värden, omräknade till sediment från toxicitet för vattenlevande organismer (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Dessa värden överskrids aldrig för naftalen men för ett flertal stationer varje år för de övriga tre ämnena, mest frekvent för benso(b)fluoranten. År 2014 överskreds det indikativa värdet för benso(a)pyren på station SE-12 samt de tre stationerna i Västerhavet, för benso(b)fluoranten på alla stationer i Bottenhavet och Västerhavet samt SE-12 och SE-9, och för benso(k)fluoranten på de två stationerna i södra Östersjön samt station SE-13 och SE-16 i Västerhavet. Sammanfattningsvis är således Västerhavet och södra Östersjön de mest problematiska områdena vad gäller potentiellt toxiska halter av PAH.

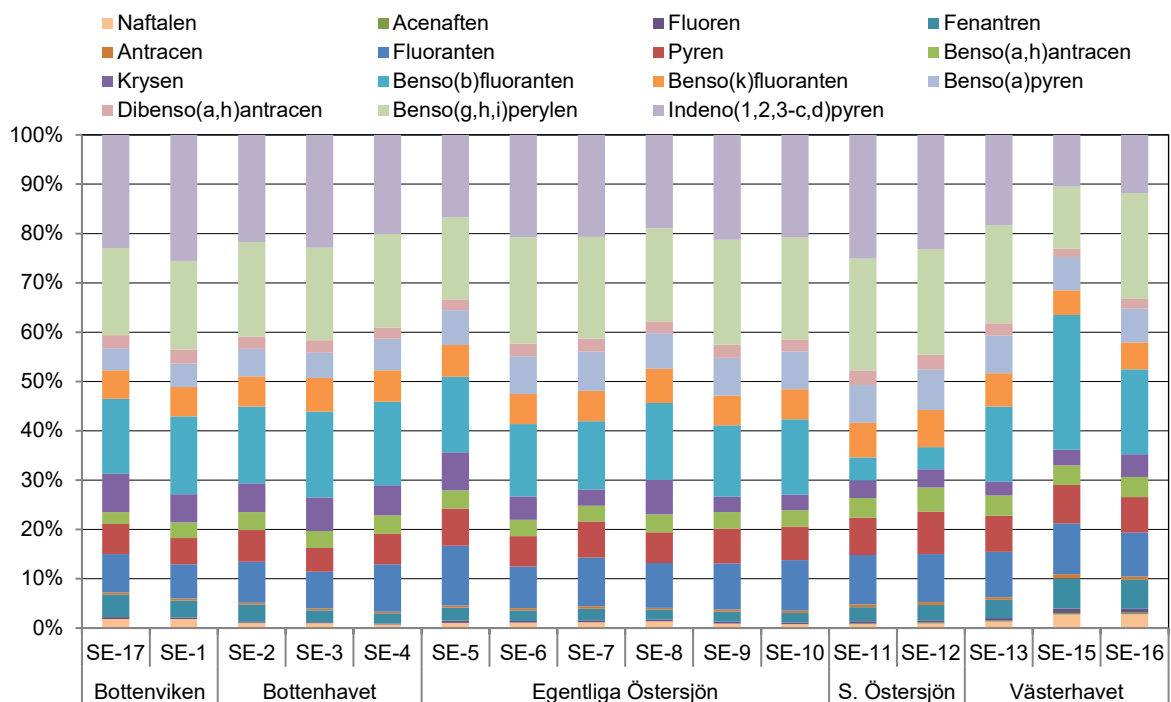
Av de tre PAH som ingår som indikatorer i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus, antracen, fluoranten och benso(a)pyren, är antracen det ämne som oftast förekommer i

halter som överskrider tröskelvärden för sediment, och då i Öresund och de södra delarna av Östersjön (HELCOM 2018b).

PAH-halterna var signifikant lägre 2008 och 2014 än 2003 (fig. 41) men denna sänkning beror förmodligen på byte av analyslaboratorium och metod mellan 2003 och 2008 snarare än en faktisk signifikant haltninskning i miljön. Depositionen av benso(a)pyren i Östersjöregionen har modellerats och uppvisar minskande deposition i början av 1990-talet som sedan har stabiliserats och inte längre minskar (1990–2014; HELCOM 2018a). PAH-halter i blåmussla har mätts på en station i Östersjön och två stationer i Västerhavet inom den nationella miljöövervakningen av marin biota, och tidstrenderna av sPAH är minskande på alla dessa tre stationer även om en del ingående ämnen inte uppvisar någon trend (Bignert m.fl. 2017). Med tanke på att indikativa värden för PAH ibland överskrids även i utsjösediment och att den atmosfäriska depositionen inte längre minskar behöver troligtvis ytterligare åtgärder vidtas för att sänka halterna i miljön.



**Figur 41.** Halterna av sPAH<sub>15</sub> under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



**Figur 42.** Fördelningen av de ämnen som ingår i sPAH<sub>15</sub> på de 16 övervakningsstationerna 2014. Parvisa jämförelser mellan havsområdena (Tukey's HSD) visar att det inte förekommer några signifikanta skillnader för andelen naftalen, acenaften, fluoren, antracenen, benso(k)fluoranten respektive dibenso(a,h)antracenen mellan havsområden. För de övriga ämnena är några av de tydligaste skillnaderna den högre andelen indeno(1,2,3-c,d)pyren i Bottenviken (A) än i Bottenhavet (BC), Egentliga Östersjön (C) eller Västerhavet (D) (södra Östersjön AB), den högre andelen benso(b)fluoranten i Västerhavet (A) än i södra Östersjön (B) (övriga havsområden AB), den högre andelen benso(a)pyren i Västerhavet, södra Östersjön och Egentliga Östersjön (A) än i Bottenhavet och Bottenviken (B), och den högre andelen pyren i Västerhavet och södra Östersjön (A) jämfört med Egentliga Östersjön (B), Bottenhavet (BC) eller Bottenviken (C).

## Bromerade flamskyddsmedel

**Polybromerade difenyletrar (PBDE)** är en grupp på totalt 209 ämnen som har använts som flamskyddsmedel i diverse produkter. Tre olika blandningar av PBDE som skiljer sig åt i bromeringsgrad har vanligtvis tillverkats: pentaBDE, oktaBDE och dekaBDE. De PBDE-ämnen som ingår i penta- och oktaBDE är listade som POPs enligt Stockholmskonventionen sedan 2009 medan dekaBDE inkluderades i konventionen 2017 men fortfarande tillverkas och används, även om tillverkningen har minskat. Blandningarna domineras av olika PBDE, där de dominerande i pentaBDE är PBDE 47 och 99, men även PBDE 100, 153 och 154 (La Guardia m.fl. 2006). I oktaBDE förekommer främst PBDE 183, 197, 207 och 209, och dekaBDE består nästan enbart av PBDE 209, även om det kan finnas stora variationer i sammansättning mellan olika produkter (La Guardia m.fl. 2006).

PBDE har analyserats alla tre undersökningsår, men antalet analyserade kongener har ökat från 2003, då endast PBDE 47, 99 och 100 analyserades, till 2014 då PBDE 28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183 och 209 analyserades. Av dessa har PBDE 183 aldrig uppmätts i halter över rapporteringsgränsen på 0,03 µg/kg TS. För att kunna jämföra mellan områden och år har en summaparameter, sPBDE<sub>6</sub>, räknats ut som en summa av PBDE 47, 85, 99, 100, 153, och 154, dvs. ämnen som främst ingått i produkten pentaBDE. Dessa ämnen har analyserats både 2008 och 2014. PBDE 209 inkluderades inte i summaparametern eftersom halterna av detta ämne var under rapporteringsgränsen på 0,3 µg/kg TS på samtliga stationer 2014 medan halterna var höga och varierande 2008 (från under rapporteringsgränsen på 0,5 till över 19 µg/kg TS). Övriga PBDE hade som högst halter på 0,30 µg/kg TS detta år.

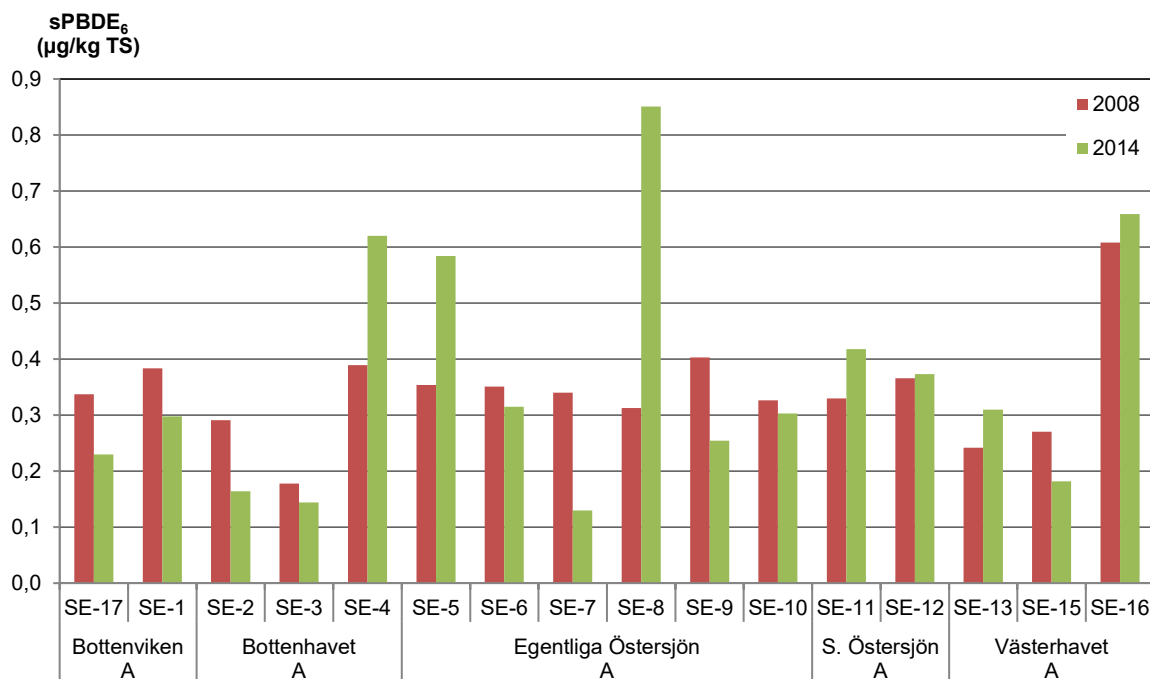
Halterna av sPBDE<sub>6</sub> var relativt jämna på de olika stationerna 2008, med undantag för en lägre halt på SE-3 i Bottenhavet och en förhöjd halt på SE-16 i Västerhavet (fig. 43). År 2014 varierar halterna mer mellan stationerna än föregående undersökningsår, och halterna är märkbart högre än 2008 på SE-4 i södra Bottenhavet, och SE-5 och SE-8 i norra Egentliga Östersjön. Halterna på SE-16 var genomgående höga båda undersökningsåren. På grund av den stora variationen i halter inom de olika havsområdena är halterna inte signifikant högre i något av områdena. Det finns inte heller någon signifikant korrelation mellan halterna sPBDE<sub>6</sub> och halterna TOC i sedimentet. Atmosfärisk deposition anses vara den viktigaste tillförselvägen för PBDE till Östersjön, och en modelleringsstudie pekar på relativt lika halter av PBDE i kust och utsjöområden till skillnad från t.ex. nonylfenol, som har högre halter i kustmiljöer (Andersson m.fl. 2012). Detta anses bero på en kombination av lägre nedbrytningshastighet och mer tillförsel via atmosfären till Östersjön för PBDE, vilket gör att ämnet kan transporteras även till utsjöområden (Andersson m.fl. 2012). Halterna av PBDE är generellt högre i strömning från Östersjön än från Västerhavet, enligt miljöövervakning i marin biota (Bignert m.fl. 2017). Detta geografiska mönster motsvarar inte det som ses för PBDE-halterna i sediment, mycket på grund av de förhöjda halterna i sedimentet på station SE-16 (fig. 43).

Av de sex ämnen som ingår i summaparametern dominerar PBDE 47, 85 och 99 (fig. 44). PBDE 100 har bara kunnat uppmätas på stationer i Bottenviken, Bottenhavet och Västerhavet. Eftersom det är flera PBDE som saknas på åtskilliga stationer blir det inte rättvisande att utvärdera kongenmönstret. Av de tre ämnen som detekteras mest frekvent är halterna emellertid signifikant högre i Egentliga Östersjön (A) än i Bottenhavet (B) för PBDE 47 (övriga havsområden AB), signifikant högre i Egentliga Östersjön (A) än i Bottenviken (BC) eller Bottenhavet (C) för PBDE 99 och signifikant högre i Egentliga Östersjön och Bottenhavet (A) än i Västerhavet (B) för PBDE 85 (sammanlagt för 2008 och 2014). Detta tyder överlag på en högre belastning av PBDE i sediment i Egentliga Östersjön. I en screeningstudie av flamskyddsmedel i svenska vattendrag kunde PBDE detekteras i 9 av 25 prover men det var inte möjligt att observera någon tydlig nord-sydlig gradient i halterna i vattendragen (Gustavsson m.fl. 2016). I en modellering av den atmosfäriska depositionen av PBDE 99 till Östersjöregionen uppvisade depositionen en nord-sydlig gradient, med högre deposition i söder, men också högre deposition i de västra delarna av regionen (HELCOM 2018a).

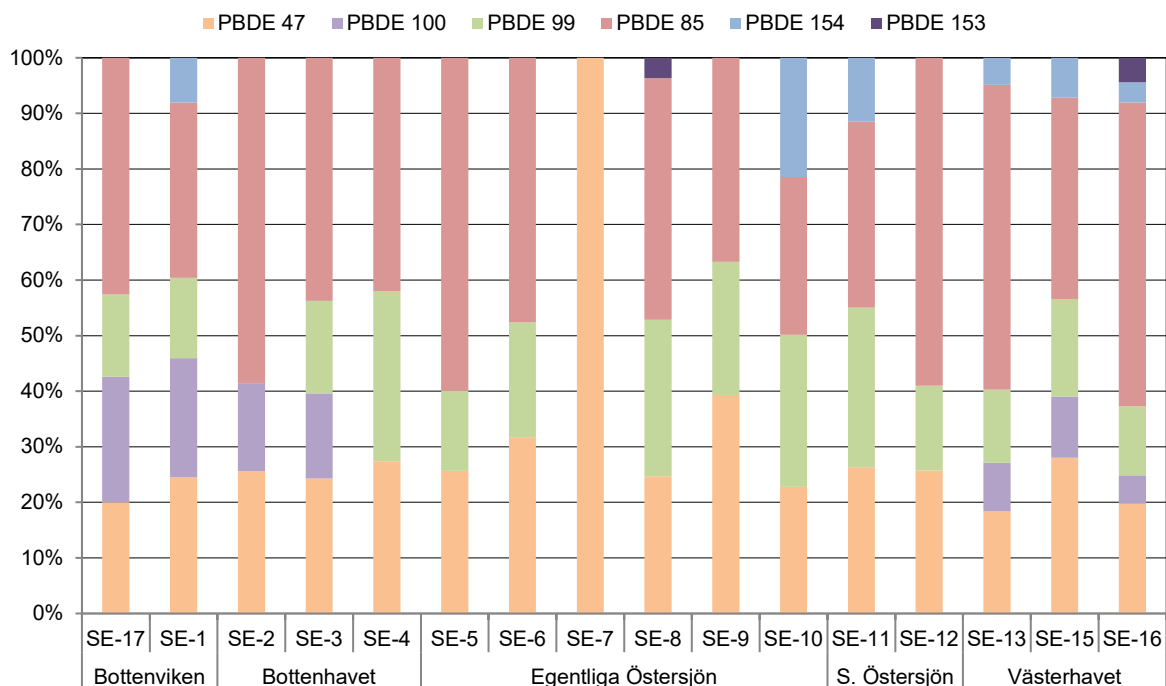
I strömming provtagen i Östersjön inom miljöövervakningen av marin biota förekommer de högsta halterna av PBDE 99 och 153, men inte PBDE 47, i Bottenviken (Bignert m.fl. 2017), vilket således inte överensstämmer helt med det geografiska mönstret för PBDE-halterna i sediment.

Det finns ingen signifikant skillnad i PBDE-halterna i sedimentet mellan 2008 och 2014; halterna har ökat på en del stationer och minskat på andra. Halterna av PBDE i sillgrissleägg från Östersjön ökade från 1960-talet fram till början av 1990-talet, varefter de har sjunkit kraftigt (Bignert m.fl. 2017). Även i strömming, torsk och blåmussla minskar halterna av PBDE 47 och 99 på de flesta stationer, medan trenden för PBDE 153 är mindre tydlig (Bignert m.fl. 2017).

PBDE är, som nämnts, listade som ämnen som ska fasa ut enligt Stockholmskonventionen. De är prioriterade ämnen i vattendirektivet, och tillsammans med kvicksilver är PBDE det ämne som mest frekvent överskrider tröskelvärden i biota och orsakar dålig kemisk status i ytvatten. PBDE ingår även i en indikator för farliga ämnen i havsmiljödirektivet och överskrider tröskelvärdet i samtliga svenska havsområden (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Likaså är PBDE en indikator i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus och överskrider tröskelvärdet för biota kraftigt i alla havsområden där ämnet övervakas (HELCOM 2018b). Trots att trenderna i biota för PBDE är minskande är halterna i förhållande till tröskelvärden så höga att god miljöstatus inte kommer att nås inom överskådlig tid (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Eftersom PBDE så frekvent överskrider sina tröskelvärden behöver åtgärder sättas in för att åstadkomma bättre ytvattenstatus, och det är möjligt att åtgärder för att minska utsläpp från vattenreningsverk (t.ex. åtgärd 18 i havsmiljödirektivets åtgärdsprogram, Havs- och vattenmyndigheten 2015) kan bidra till detta. Då PBDE har förekommit och fortfarande förekommer i konsumentprodukter sprids ämnesgruppen till luft och vatten till stor del från diffusa källor under sin livscykel eller sekundärt från deponier. Det finns oklarheter i hur stor del av det PBDE som deponeras i Östersjöregionen som kommer från långväga atmosfärisk transport och hur mycket som kan förklaras med utsläpp till inomhusluft, men det är troligt att det finns en långväga transport (Andersson m.fl. 2012), vilket pekar på behovet av internationell samverkan för att minska utsläppen ytterligare.



**Figur 43.** Halterna av sPBDE<sub>6</sub>, dvs. PBDE 47, 85, 99, 100, 153 och 154, under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



Figur 44. Fördelningen av de ämnen som ingår i summa PBDE<sub>6</sub> för 2014 på de 16 övervakningsstationerna.

**Hexabromcyklododekan (HBCDD)** är ett flamskyddsmedel vars användning är begränsad enligt Stockholmskonventionen och som är ett prioriterat ämne enligt vattendirektivet samt ingår i indikatorer för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Ämnet analyserades i sediment 2008 och 2014 men halterna har aldrig överskridit rapporteringsgränsen (1–5 µg/kg TS). Med utgångspunkt från rapporteringsgränsen överskrids inte heller det indikativa värdet från Havs- och vattenmyndigheten (2018b) på 170 µg/kg TS för sediment med 5 % TOC på någon av stationerna under något år.



## Organiska tennföreningar och cybutryn

Organiska tennföreningar har främst använts som biocider, bland annat i båtottenfärger. Det mest uppmärksammade ämnet är det nu förbjudna tributyltenn (TBT) som kan orsaka hormonstörningar i sedimentlevande organismer. Förutom användningen i båtottenfärger har det också använts för träskydd, i sulor för skor och i allergivänliga kuddar (Andersson m.fl. 2012). Även trifenylyltenn, en förening med tre tennatomer, har använts som biocid, medan mono- och ditennföreningar bland annat används vid plasttillverkning, t.ex. av PVC. Användningen av trisubstituerade organiska tennföreningar som biocider förbjöds inom EU 2006, efter att användningen specifikt i båtottenfärger förbjöds 2003 (Andersson m.fl. 2012).

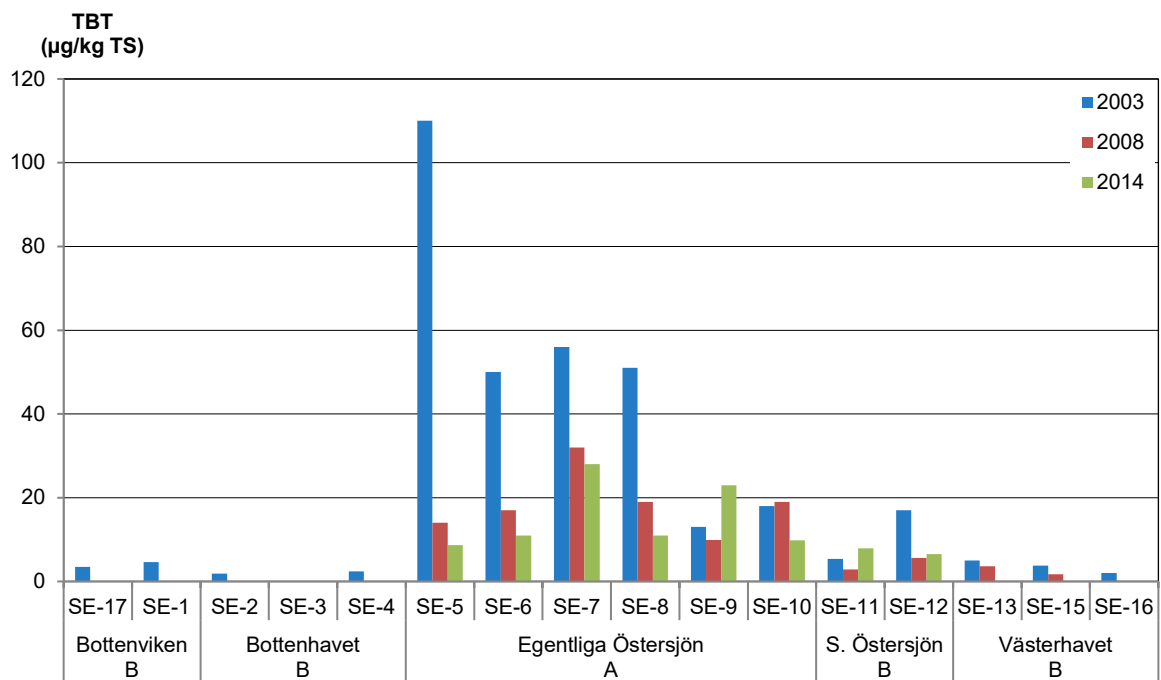
Organiska tennföreningar har analyserats alla tre undersökningsår, förutom tetrabutyltenn (TeBT) som inte inkluderades 2014. De ämnen som har kunnat mätas i halter över rapporteringsgränserna är monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT), tributyltenn (TBT), monofenylyltenn (MPhT), difenylyltenn (DPhT), monooktyltenn (MOT) och dioktyltenn (DOT). TeBT, trifenylyltenn (TPhT) och tricyklohexyltenn (TCHT) har också analyserats men har under samtliga undersökningsår förekommit i halter under rapporteringsgränsen på 1 µg/kg TS.

Halterna av TBT är högst i sediment i Egentliga Östersjön, där de är signifikant högre än i övriga havsområden (fig. 45). Halterna är också höga i södra Östersjön även om de inte är signifikant högre än i övriga havsområden när alla tre undersökningsår inkluderas i analysen. I Bottenviken och Bottenhavet kunde TBT bara mätas vid provtagningen 2003; efter detta har halterna sjunkit till nivåer under rapporteringsgränsen på 1 µg/kg TS. I Västerhavet var halterna fortfarande mätbara 2008, men vid provtagningen 2014 hade halterna sjunkit till nivåer under rapporteringsgränsen även här. Den effektbaserade bedömningsgrunden från Havs- och vattenmyndigheten (2013) för TBT i sediment är 1,6 µg/kg TS för sediment med 5 % TOC. Även om TBT-halterna har sjunkit överskrider bedömningsgrunden fortfarande på alla stationer i Egentliga Östersjön och södra Östersjön vid provtagningen 2014.

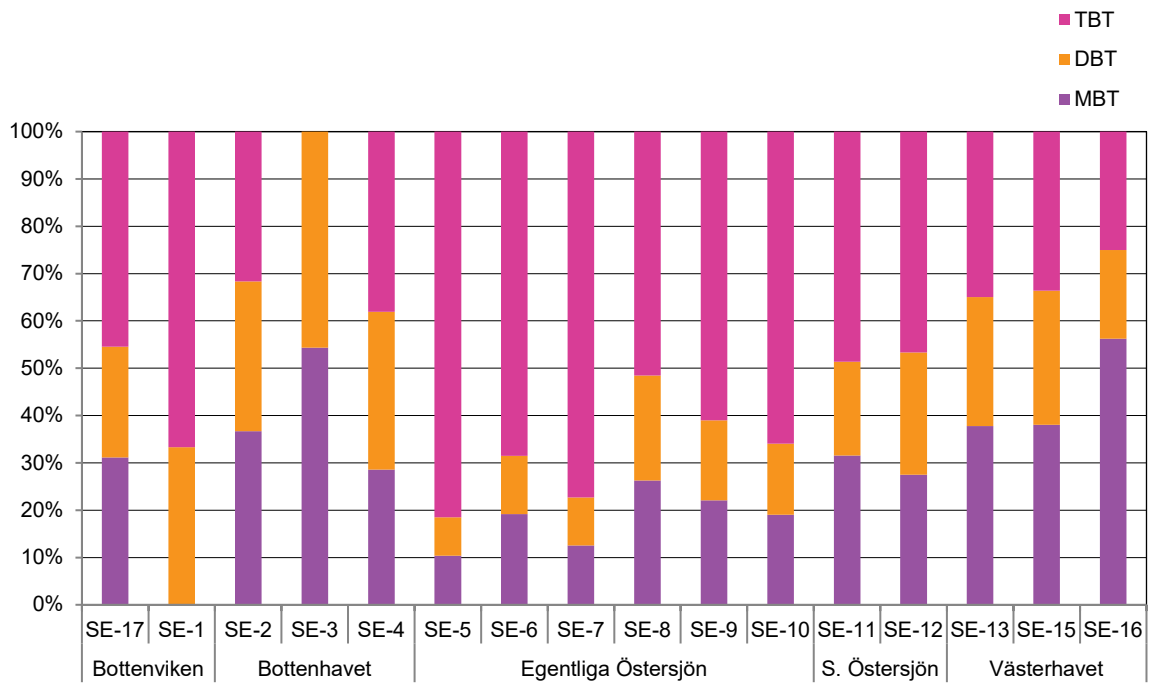
Den övergripande trenden över åren är att halterna successivt sjunker, vilket märks tydligast på fyra av stationerna i Egentliga Östersjön, SE-5 till SE-8. Av dessa förekommer en snabb sedimentackumulationshastighet, och därmed ett i genomsnitt ungt ytsediment, på SE-5, SE-6 och SE-8 (tabell 2). Ytsedimentet på dessa stationer reagerar därför snabbt på haltförändringar i vattenmiljön och de partiklar som finns där och sedimenterar ner till bottensedimentet. Minskningen i halter var mest markant mellan 2003 och 2008 medan minskningen mellan 2008 och 2014 inte var lika tydlig. På de två stationerna belägna mellan Gotland och fastlandet i Egentliga Östersjön (SE-9 och SE-10) samt på de två stationerna i södra Östersjön, SE-11 och SE-12, är halterna i sedimentet inte lika tydligt successivt sjunkande. Halterna är lägre 2014 än 2003 på SE-10 och SE-12, men på SE-9 och SE-11 råder motsatt trend. Det är därför viktigt att övervaka halterna på dessa stationer för att säkerställa att åtgärderna för att minska TBT-tillförsel till vattenmiljön ger effekt även i dessa områden. En orsak till de mindre tydliga trenderna över tid vid station SE-9 och SE-10 skulle kunna vara att sedimentackumulationshastigheten är låg här och att 1 cm ytsediment således motsvarar partiklar som sedimenterat över en längre tid och i genomsnitt är äldre (tabell 2). Även station SE-7 har dock en låg ackumulationshastighet men en tydligt sjunkande trend. Vid SE-11 och SE-12 är ackumulationshastigheten i samma storleksordning som flertalet av stationerna och det är därför inte en förklaring till att TBT-halterna inte visar en tydligt sjunkande trend här.

Förhållandet mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT har ändrats över åren, med en minskning av andelen TBT och en ökning av andelen nedbrytningsprodukter från 2003 till 2008, men samma trend kan inte ses mellan 2008 och 2014 (fig. 46–48). Vid några av stationerna har emellertid halterna av alla butyltennföreningar sjunkit under rapporteringsgränserna 2014 (SE-2 samt alla stationer i Västerhavet). DBT och MBT är inte bara nedbrytningsprodukter av TBT utan har även egna användningsområden, t.ex. som stabilisatorer i PVC-plast. De halter av DBT och MBT som uppmäts i sediment behöver därför inte komma enbart från nedbrytning av TBT.

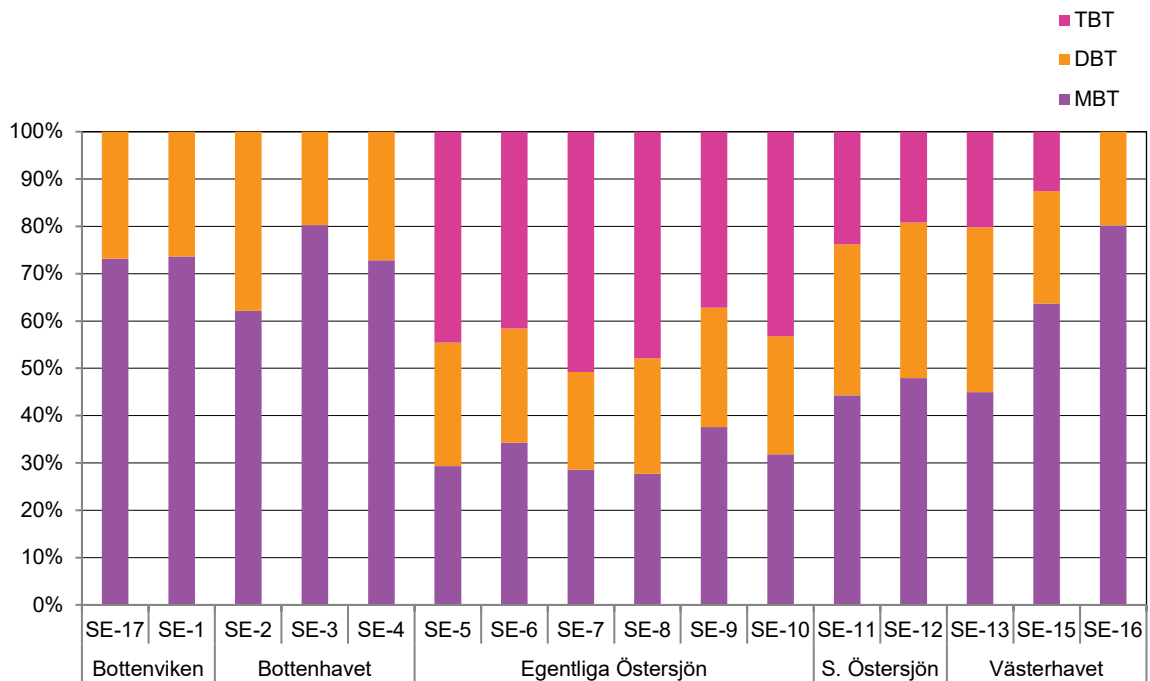
TBT är ett prioriterat ämne enligt vattendirektivet och ingår i indikatorer för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). Eftersom tröskelvärdet överskrids i Östersjön bidrar TBT till att orsaka sänkt status (Havs- och vattenmyndigheten 2018a). TBT och imposex, dvs. att honsnäckor utvecklar hanliga könsorgan på grund av TBTs hormonstörande effekter, är också en indikator i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus, och är näst efter PBDE den parameter som kraftigast överskrider sina tröskelvärden i såväl sediment som biota (HELCOM 2018b). Det finns en specifik åtgärd inom vattenförvaltningen för att komma till rätta med spridningen av TBT till miljön (åtgärd 18 i havsmiljöns åtgärdsprogram, Havs- och vattenmyndigheten 2015) och ämnet ingår även i andra åtgärder. Eftersom TBT överskrider den effektbaserade bedömningsgrunden för sedimentlevande organismer även i utsjösediment är tillståndet i kustnära sediment sannolikt sämre, och risken för spridning av TBT från förorenade kustnära sediment bör adresseras.



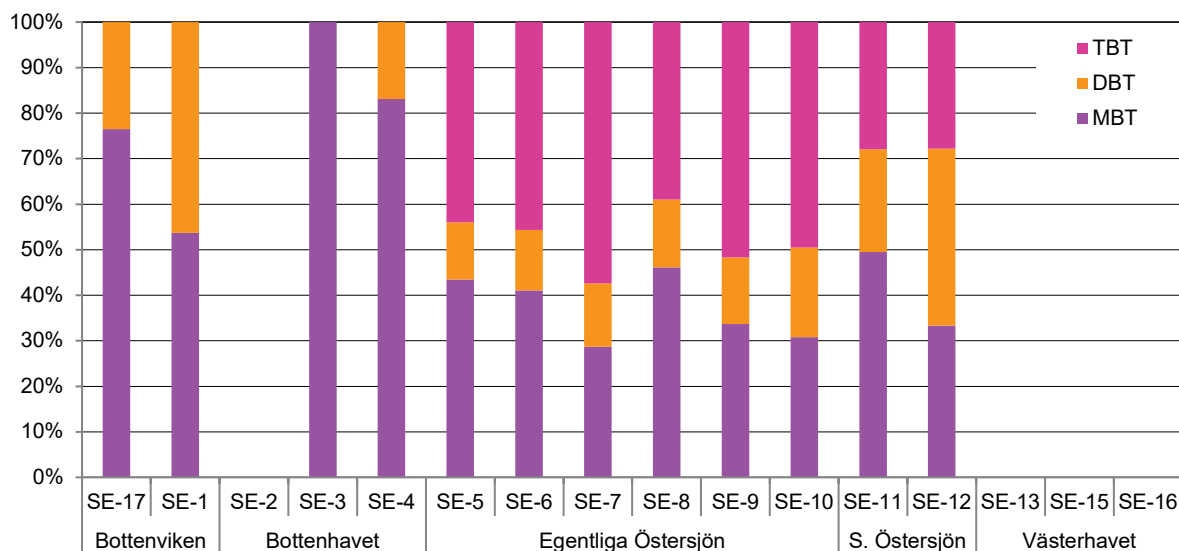
**Figur 45.** Halterna av tributyltenn (TBT) under de tre undersökningsåren på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



Figur 46. Fördelningen mellan TBT och nedbrytningsprodukterna DBT och MBT 2003 på de 16 övervakningsstationerna.

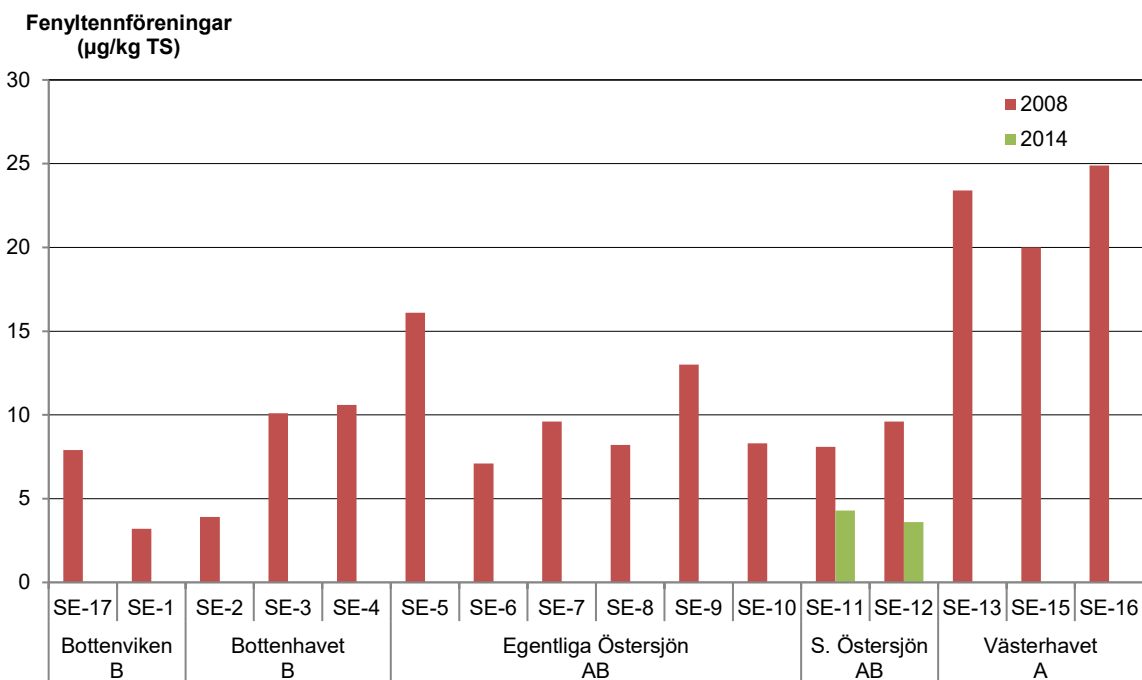


Figur 47. Fördelningen mellan TBT och nedbrytningsprodukterna DBT och MBT 2008 på de 16 övervakningsstationerna.



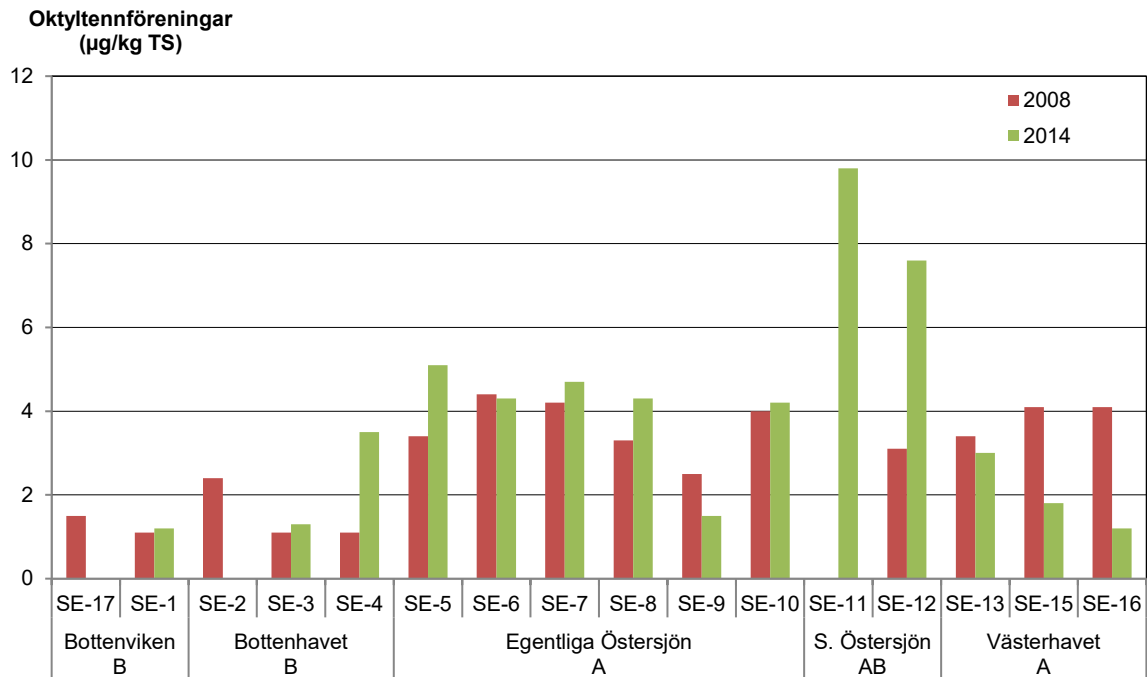
Figur 48. Fördelningen mellan TBT och nedbrytningsprodukterna DBT och MBT 2014 på de 16 övervakningsstationerna.

Fenyltennföreningarna MPhT och DPhT kunde inte detekteras på någon station 2003 och på enbart två stationer 2014 (rapporteringsgräns 1 µg/kg TS för respektive ämne), men vid provtagningen 2008 var halterna av både MPhT och DPhT mätbara på alla stationer (fig. 49). Det är oklart varför det är så stor variation mellan åren men bytet av laboratorium och metod mellan 2003 och 2008 kan vara en faktor även i detta fall. En jämförelse mellan de olika havsområdena visar att totalhalten av MPhT och DPhT 2008 är högst i Västerhavet, även om den endast är signifikant högre än i Bottenviken och Bottenhavet. År 2014 är det emellertid bara sedimenten på de två stationerna i södra Östersjön, SE-11 och SE-12, som har mätbara halter av fenyltennföreningar.



Figur 49. Totalhalten av mono- och difenyltens på de 16 övervakningsstationerna. Trifenyltens hade alltid halter under rapporteringsgränsen på 1 µg/kg TS. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD) för 2008.

Oktyltennföreningarna MOT och DOT förekom liksom fenyltennföreningarna i halter under rapporteringsgränsen på 1 µg/kg TS för respektive ämne på alla stationer 2003, men kunde uppmätas på en majoritet av stationerna både 2008 och 2014 (fig. 50). Halterna är signifikant högre i Egentliga Östersjön och Västerhavet än i Bottenviken och Bottenhavet. De högsta halterna förekommer dock i södra Östersjön 2014, i likhet med för fenyltennföreningarna (fig. 49). Halterna ökade 2014 jämfört med 2008 i södra Östersjön medan de minskade på alla stationer i Västerhavet. I övriga havsområden förekom både minskande och ökande halter 2014 jämfört med 2008, och det går därför inte att se någon signifikant trend över tid.



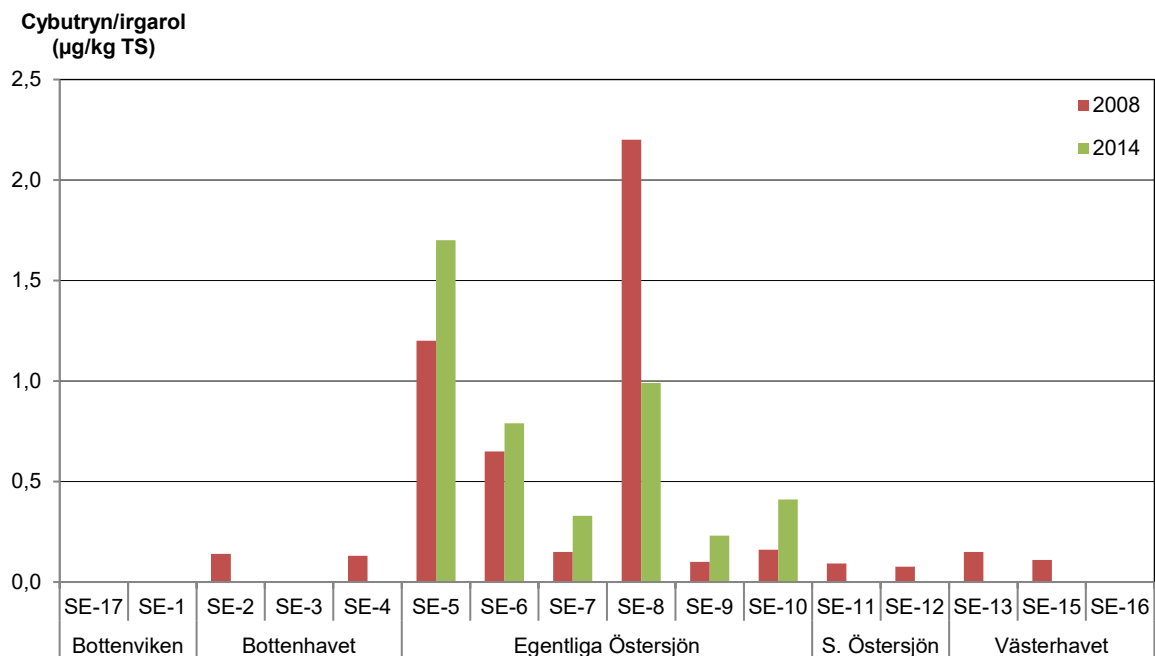
**Figur 50.** Totalhalten av mono- och dioktyltenn under 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. År 2003 var halterna under rapporteringsgränserna (1 µg/kg TS för respektive ämne). Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

Cybutryn, även känt som irgarol, är en organisk förening som har använts i båtbottnfärger och som förbjöds för biocid användning inom EU 2018. Ämnet analyserades 2008 och 2014 och förekommer i högst halter i sediment i Egentliga Östersjön (fig. 51). År 2014 är det bara de sex stationerna i Egentliga Östersjön som har mätbara halter av cybutryn medan övriga havsområden har halter under rapporteringsgränsen på 0,15 µg/kg TS. Under 2008 var rapporteringsgränserna något lägre (0,06–0,09 µg/kg TS) och halter av cybutryn kunde rapporteras även på stationer i andra havsområden. På de stationer som har mätbara värden både 2008 och 2014, dvs. i Egentliga Östersjön, verkar cybutrynhalterna snarare öka än minska. Det är endast på station SE-8 i Landsortsdjupet som halten har sjunkit mellan 2008 och 2014.

Stationerna i norra och nordöstra delen av Egentliga Östersjön (SE-5, SE-6 och SE-8) har tydligt högre halter än stationerna i syd och väst (SE-7, SE-9 och SE-10) både 2008 och 2014 (fig. 51). Om halterna av cybutryn jämförs med halterna av TBT (fig. 45) vid den senaste provtagningen 2014 verkar halterna av cybutryn i Egentliga Östersjön vara som lägst på de stationer där TBT är som högst (SE-7 och SE-9). Möjligtvis är detta relaterat till sedimentackumulationshastigheterna på respektive station. På stationerna SE-5, SE-6 och SE-8 ackumulerar sedimentet snabbt, och en genomsnittlig centimeter i sedimentet motsvarar de partiklar som sedimenterat under det senaste

året (1,0–1,1 år; tabell 2). På stationerna SE-7, SE-9 och SE-10 är ackumuleringen betydligt långsammare och motsvarande tid som en genomsnittlig centimeter motsvarar är 13–22 år. Då TBT-halterna har en sjunkande trend i miljön är det rimligt att de stationer som har en långsam ackumulationshastighet, och därmed integrerar halttrender över ett större antal år, uppvisar högst halter. Motsatt situation för cybutryn, med högst halter på stationer där sedimentpartiklarna sedimenterat från vattenmassan under ungefär det senaste året, tyder däremot på att halterna har ökat i miljön.

Cybutryn är ett prioriterat ämne inom vattendirektivet och det finns ett indikativt värde från Havsv- och vattenmyndigheten (2018) på 0,18 µg/kg för sediment med 5 % TOC. Detta värde överskreds på sex stationer vid provtagningen 2008, inklusive SE-2 i Bottenhavet samt SE-13 och SE-15 i Västerhavet, och på fyra stationer 2014, nämligen SE-5, SE-6, SE-8 och SE-10 i Egentliga Östersjön. Då cybutryn nu har förbjudits inom EU bör halterna sjunka, i synnerhet på de stationer som har en snabb sedimentackumulationshastighet. Utvecklingen bör följas under kommande miljö- övervakningsprovtagningar.



**Figur 51.** Halten av cybutryn (irgarol) 2008 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Ingen statistisk analys av skillnaden mellan havsområden har gjorts då ämnet bara hade halter över rapporteringsgränsen i Egentliga Östersjön 2014.

## Perfluorerade ämnen

De perfluorerade ämnena (PFAS) inkluderades i mätprogrammet 2014 och analyserna omfattar elva ämnen: PFOS, PFOSA, PFBS, PFHxS, PFDS, PFOA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFDA och PFUnDA. Observera att dessa inte är exakt samma elva PFAS som föreslås undersökas i dricks- och grundvatten och som därför ingår i PFAS<sub>11</sub> som SFÄ. Av de analyserade ämnena är halterna av PFOSA, PFBS, PFHxS och PFDS alltid under rapporteringsgränsen på 0,3 µg/kg TS och halterna av PFHxA alltid under sin rapporteringsgräns på 0,9 µg/kg TS.

Halterna av PFAS är cirka 3–10 gånger högre i sediment Bottenviken och Bottenhavet än i de övriga havsområdena (fig. 52). De tre ämnena PFOS, PFDA och PFUnDA kunde uppmätas i prover från alla havsområden, men i proverna från Bottenviken och Bottenhavet kunde även de perfluorerade karboxylsyrorerna med kortare kolkedja uppmätas (PFHpA, PFOA och PFNA). För de tre ämnen som kunde uppmätas i alla havsområden förekommer PFOS i signifikant högre halter i Bottenviken och Bottenhavet än i de tre andra havsområdena, medan halterna av PFDA endast är signifikant högre i Bottenviken än i Egentliga Östersjön, och halterna av PFUnDA i Bottenviken och Egentliga Östersjön jämfört med Västerhavet. Skillnaden i halter mellan proverna från Bottniska viken och de från övriga havsområden verkar därför främst bero på högre halter av PFOS, PFHpA, PFOA och PFNA.

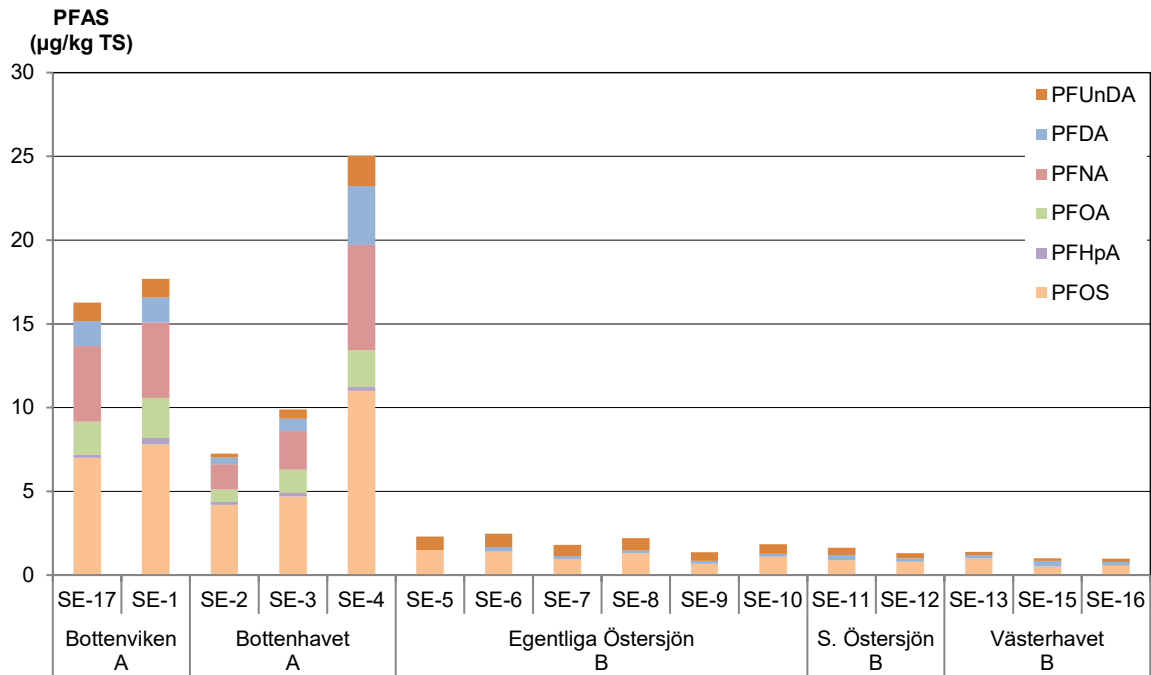
Även om halterna är tydligt förhöjda i Bottniska viken jämfört med andra havsområden bör resultaten tolkas med försiktighet eftersom ämnena hittills bara analyserats vid ett provtagnings-tillfälle. Studier av PFAS i ytvattnet i Östersjön och Västerhavet pekar istället på generellt lägre halter i Bottenviken och Bottenhavet än i de övriga havsområdena (Nguyen m.fl. 2017, Kirchgeorg m.fl. 2010). Även studier på strömning pekar på lägre halter i de norra delarna av Östersjön (Faxneld m.fl. 2016, Bignert m.fl. 2017), och studier i vattendrag i Sverige tyder på generellt lägre halter i vattendrag i de norra delarna av Sverige (Ahrens m.fl. 2014, Ahrens m.fl. 2018). Provtagningen av sediment utfördes med samma utrustning vid alla stationer men det går inte att utesluta att kontaminering från produkter innehållande PFAS kan ha inträffat. En annan möjlig faktor som kan ha påverkat resultaten 2014 är att stationerna i Egentliga Östersjön, Västerhavet och södra Östersjön provtogs i maj–juni medan stationerna i Bottenviken och Bottenhavet provtogs i juli–augusti. Om det finns säsongrelaterade skillnader i halterna av PFAS i sediment skulle detta således kunna påverka resultaten.

Eftersom PFAS endast analyserats under ett provtagningsår i miljöövervakningen av utsjösediment är det inte möjligt att se någon eventuell tidstrend. Miljöövervakningen av marin biota visar att halterna av olika PFAS-ämnen i sillgrissleägg från Stora Karlsö har ökat signifikant sedan 1970-talet men det senaste årtiondet verkar trenden ha vänt till nedåtgående (Bignert m.fl. 2017). I strömning ökar halterna av de flesta PFAS, även om nedåtgående trender förekommer för en del ämnen och en del stationer (Bignert m.fl. 2017).

En inventering av utsläppen av PFOS och PFOA i Östersjöregionen pekar på att utsläpp till vatten är den dominerade utsläppsvägen medan utsläpp till luft är mindre viktigt (Andersson m.fl. 2012). Ämnena eller deras så kallade prekursorer som kan bilda PFAS kan dock transporteras långväga i atmosfären och det är möjligt att atmosfärisk deposition är en betydande tillförselväg till Östersjön (Andersson m.fl. 2012).

PFOS är listat i Stockholmskonventionen sedan 2009 som ett ämne vars produktion och användning bör begränsas, även om det fortfarande har tillåtna användningar. PFOA och PFHxS är föreslagna att listas i konventionen. PFOS är ett prioriterat ämne i vattendirektivet medan summan PFAS<sub>11</sub> är ett SFÄ i Sverige. PFOS ingår i indikatorer för farliga ämnen i havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2018a), och är ett indikatorämne i HELCOMs bedömning av Östersjöns föroreningsstatus (2018b). Där förekommer det ofta under sitt tröskelvärde i biota och bidrar således inte till sänkt status, men när det mäts i vatten förekommer det emellertid att det överskrider tröskelvärdet i HELCOMs bedömning (2018b).

PFOS är ett av de ämnen som mest frekvent överskrider sitt tröskelvärde enligt vattendirektivet och bidrar till att svenska vattenförekomster inte når god kemisk status (Vattenmyndigheterna 2018). Ett flertal nya åtgärder har införts i åtgärdsprogrammet på grund av detta (se t.ex. Vattenmyndigheterna 2018). Med tanke på att den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (EFSA 2018b) har föreslagit en sänkning av det tolerabla veckointaget av PFOS och PFOA samt att förbjudna PFAS tenderar att ersättas med andra fluorerade ämnen med oklar toxicitet är det viktigt att fortsätta övervaka såväl gamla som nya PFAS även i den marina miljön.



**Figur 52.** Halter av de detekterade perfluorerade ämnena (PFAS) vid provtagningen 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).



## Ftalater

Ftalater används som mjukgörare i plaster och gummi. En del ftalater har fasats ut inom EU men kan fortfarande förekomma i importerade produkter. Inom miljöövervakningen av sediment har ftalaterna bensylbutylftalat (BBP), dibutylftalat (DBP), dietylftalat (DEP), diisobutylftalat (DIBP), diisodecylftalat (DIDP) och diisononylftalat (DINP) analyserats 2014, medan di(etylhexyl)ftalat (DEHP) har analyserats alla tre undersökningsår. Användningen av många av dessa, inklusive DEHP, är reglerade inom EU.

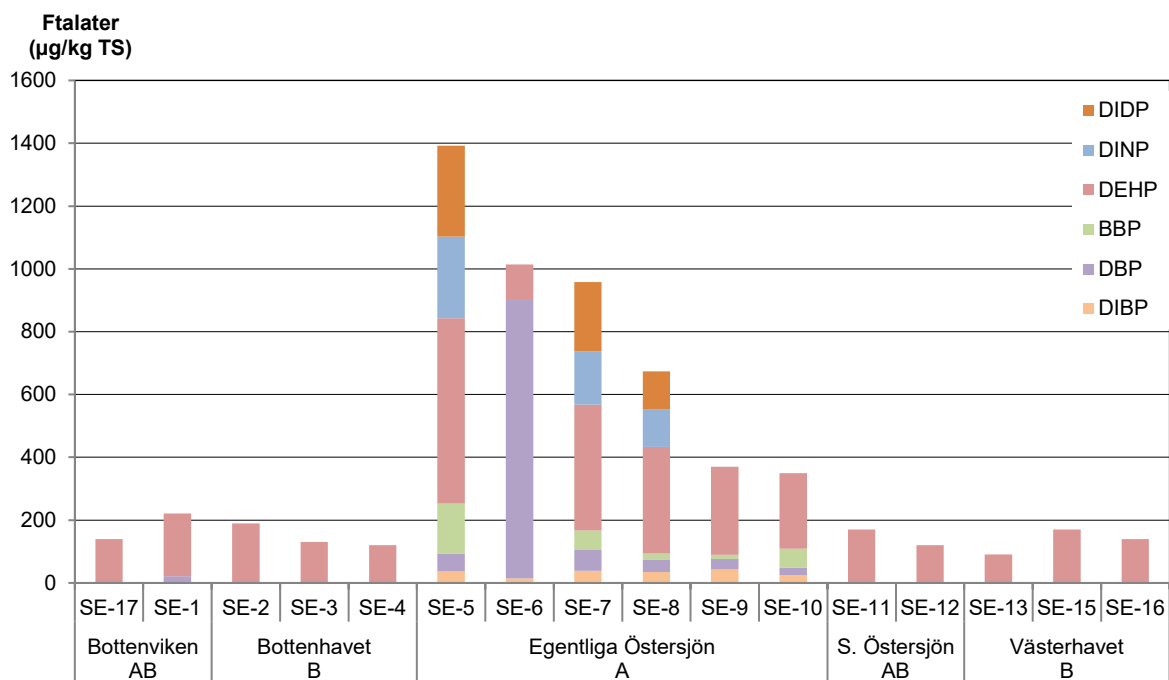
Halterna av DEP var vid samtliga stationer under rapporteringsgränsen på 30 µg/kg TS medan halterna av BBP, DBP, DIBP, DIDP och DINP var under sina rapporteringsgränser (12, 18, 12,80, respektive 80 µg/kg TS) på alla stationer i Bottenviken, Bottenhavet, södra Östersjön och Västerhavet, med undantag för DBP på station SE-1 i Bottenviken. DEHP kunde däremot mätas på alla stationer under 2014.

Stationerna i Egentliga Östersjön har tydligt högre ftalathalter än stationerna i övriga områden, och för de flesta av ftalaterna är det endast på stationerna i Egentliga Östersjön som halterna är mätbara (fig. 53). Det finns en positiv och signifikant korrelation mellan summahalterna ftalater och TOC-halterna i sedimentet ( $r^2 = 0,73$ ,  $p < 0,0001$ ,  $n = 16$ ) men denna drivs av de höga halterna av både ftalater och TOC i Egentliga Östersjön. För de övriga havsområdena är ftalathalterna oberoende av TOC-halterna, vilket tyder på att de högre halterna i Egentliga Östersjön inte enbart beror på högre TOC-halter utan även en högre belastning av ftalater i detta område.

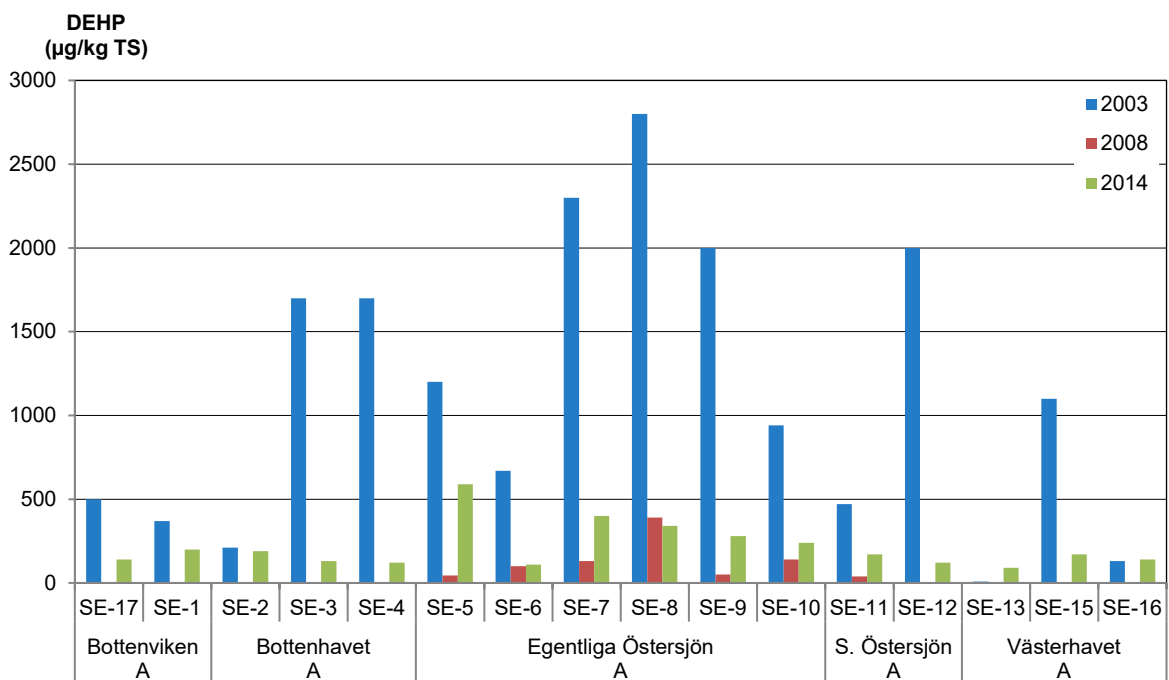
Den ftalat som kan rapporteras på flest stationer, DEHP, förekommer i högst halter i Egentliga Östersjön, men halterna är inte signifikant högre än i de andra havsområdena på grund av den stora variationen i halter mellan stationerna (fig. 54). Detta illustreras t.ex. av den förhållandevis låga halten DEHP på station SE-6 i Egentliga Östersjön 2014.

DEHP är ett prioriterat ämne enligt vattendirektivet och det finns ett indikativt värde för DEHP i sediment på 100 mg/kg TS för sediment med 5 % TOC (Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Detta värde överskrider inte på någon av stationerna under något år. Det indikativa värdet är dock osäkert och halter i biota anges vara mer relevant för att avgöra om ett område inte har god status på grund av för höga DEHP-halter.

Det går inte att observera någon trend över tid för halterna av DEHP i sediment. År 2003 var DEHP mätbar på alla stationer men med stor variation inom varje havsområde och ibland i höga halter, som högst 2800 µg/kg TS (SE-8; fig. 54). Följande undersökningsår, 2008, kunde DEHP rapporteras på samtliga stationer i Egentliga Östersjön samt station SE-11 i södra Östersjön och var då som högst 390 µg/kg TS (SE-8). För övriga stationer var halterna under rapporteringsgränsen på 20 µg/kg TS. Den kraftiga haltförändringen mellan 2003 och 2008 beror förmodligen på bytet av laboratorium och metod mellan dessa år snarare än en faktisk minskning i miljön. År 2014 kan DEHP åter detekteras på samtliga stationer, och för de stationer som har halter över rapporteringsgränsen både 2008 och 2014 har halterna ökat på sex stationer medan de sjunkit på en. Denna indikation på en ökande trend bör följas upp vid kommande miljöövervakningar.



**Figur 53.** Halter av ftalater vid de 16 övervakningsstationerna 2014. Även DEP analyserades men halterna var alltid under rapporteringsgränsen. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten (för summa ftalater) är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD). Provet från SE-5 har ett avvikande mönster med en hög halt DBP även om halten summa ftalater stämmer väl med övriga prover från Egentliga Östersjön.



**Figur 54.** Halter av DEHP vid de 16 övervakningsstationerna 2014. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

## Oktyl- och nonylfenoler

Oktyl- och nonylfenoler förekommer i miljön bland annat på grund av nedbrytning från oktyl- och nonylfenoletoxilater som används i rengöringsprodukter, men också från andra källor som däckslitage och textilier (Ying m.fl. 2002, Andersson & Sörme 2006, Andersson m.fl. 2012). Användning inom industri, främst läderindustrin, anses vara en viktig källa till nonylfenoler och nonylfenoletoxilater, medan utsläpp på grund av förekomst i produkter, t.ex. däck, anses vara en viktig utsläppskälla för oktylfenol och oktylfenoletoxilater (Andersson m.fl. 2012).

Ämnena har analyserats i sediment alla tre år men 2008 analyserades endast 4-*tert*-oktylfenol och 4-*n*-nonylfenol. Halterna av dessa var då under rapporteringsgränsen på 4 µg/kg TS respektive 10–20 µg/kg TS på alla stationer. År 2003 och 2014 analyserades förutom 4-*tert*-oktylfenol och 4-*n*-nonylfenol även 4-*n*-oktylfenol och 4-*iso*-nonylfenol, dvs. grenad nonylfenol. År 2003 förekom alla ämnen i halter över rapporteringsgränserna (10–20 µg/kg TS för grenad nonylfenol och 3 µg/kg TS för de övriga tre ämnena) på minst sex stationer. De högsta halterna av alla fyra ämnena förekom på stationer i Egentliga Östersjön, och totalhalterna var tydligt högst i detta område (fig. 55). Den grenade nonylfenolen förekommer i högst halter (fig. 56), och halterna av detta ämne är signifikant högre i sediment i Egentliga Östersjön än i övriga havsområden.

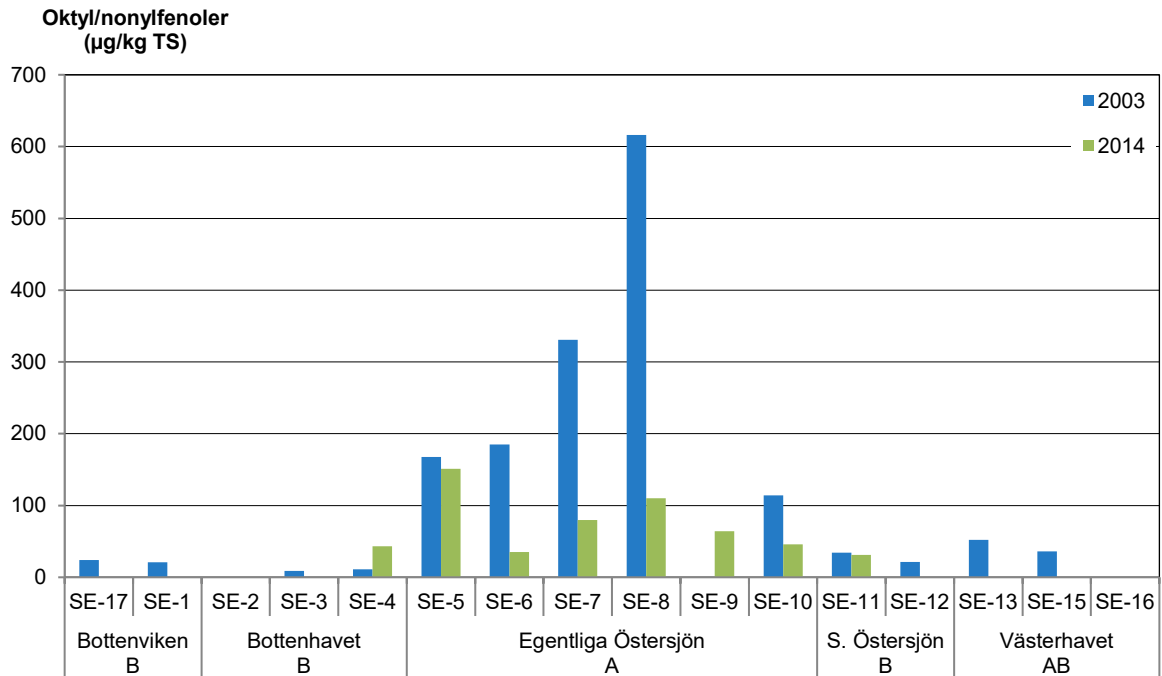
De uppmätta halterna var lägre 2014 än 2003, och 2014 var det bara grenad nonylfenol som kunde uppmätas i halter ovanför rapporteringsgränsen. Undantaget är station SE-5 där även 4-*tert*-oktylfenol kunde uppmätas i en halt på 1,3 µg/kg TS. På övriga stationer var halterna av 4-*tert*-oktylfenol, 4-*n*-nonylfenol och 4-*n*-oktylfenol under rapporteringsgränsen på 1 µg/kg TS. Resultaten visar att halterna 2014 fortfarande var högst i Egentliga Östersjön. Vid många stationer, t.ex. i Bottenviken och Västerhavet, var halterna så låga att de var under rapporteringsgränsen även för grenad nonylfenol (fig. 56).

Det finns en positiv och signifikant korrelation mellan summahalterna oktyl- och nonylfenoler och TOC-halterna i sedimentet ( $r^2 = 0,49$ ,  $p = 0,0004$ ,  $n = 21$ ) men denna drivs av de höga halterna av både föroeningarna och TOC i Egentliga Östersjön. Om proverna i Egentliga Östersjön utesluts finns det ingen positiv korrelation, varken signifikant eller icke-signifikant, till TOC. Detta indikerar att de högre halterna i Egentliga Östersjön inte enbart är relaterat till högre TOC-halter utan även en högre källbelastning. En screeningstudie av fenolära ämnen, inklusive nonyl- och oktylfenol, i vatten i tio svenska vattendrag visade inga tydliga skillnader mellan olika vattendrag eller någon nord-sydlig gradient (Ahrens m.fl. 2018). 4-nonylfenol kunde uppmätas i tolv och 4-oktylfenol i endast ett av 40 prover. Utsläpp till vatten är en klart större utsläppsväg i Östersjöregionen än utsläpp till luft, och en modellering pekar på att halterna av nonylfenol bör vara högre i kust- än i utsjömiljöer på grund av att tillförseln främst sker från land (inte via atmosfärisk deposition) och att nonylfenol bryts ned relativt snabbt och därför inte hinner nå utsjösediment i så hög utsträckning (Andersson m.fl. 2012).

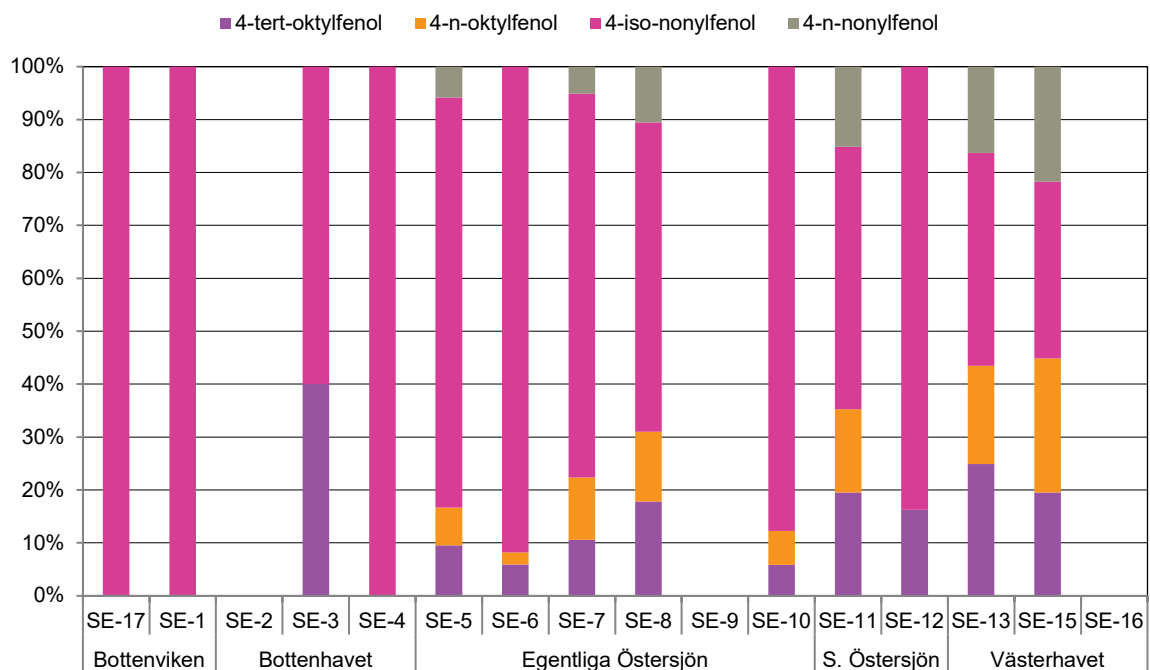
Nonylfenol och oktylfenol är prioriterade ämnen enligt vattendirektivet medan nonylfenoletoxilater är listade som SFÄ. Det finns indikativa värden från Havs- och vattenmyndigheten (2018b) för nonylfenol och oktylfenol i sediment på 180 µg/kg TS respektive 3,4 µg/kg TS, gällande sediment med 10 % TOC. Båda värdena är omräkningar från toxicitet för vattenlevande organismer och i synnerhet värdet för oktylfenol anges vara osäkert. Halterna av 4-*tert*-oktylfenol och 4-*n*-oktylfenol respektive 4-*n*-nonylfenol och 4-*iso*-nonylfenol summeras innan jämförande med de indikativa värdena. År 2003 överskreds det indikativa värdet för oktylfenol på tio av sexton stationer, och på fyra av stationer överskreds även det högre indikativa värde som gäller för limniska sediment. För nonylfenol överskreds det indikativa värdet på två av sexton stationer 2003. År 2014 överskreds inget av de två indikativa värdena; de stationer som ligger närmast ett överskridande av det indikativa värdet är SE-4 och SE-5 för nonylfenol.

Som nämnts var de uppmätta halterna lägre 2014 än 2003, men eftersom analyserna har ägt rum vid olika laboratorier går det inte att säkert säga att halterna har sjunkit i sedimentet. Halter av

nonylfenolekvivalenter verkar sjunka över tid i fyra av fem sedimentprover från Stockholms skärgård och Mälaren (från 1980/90-talen till 2013; Länsstyrelsen Stockholm 2015). Sjunkande halter är rimligt då användningen av såväl nonylfenol som nonylfenoletoxilater har begränsats, inklusive inom EUs REACH-lagstiftning 2006 (Andersson m.fl. 2012).



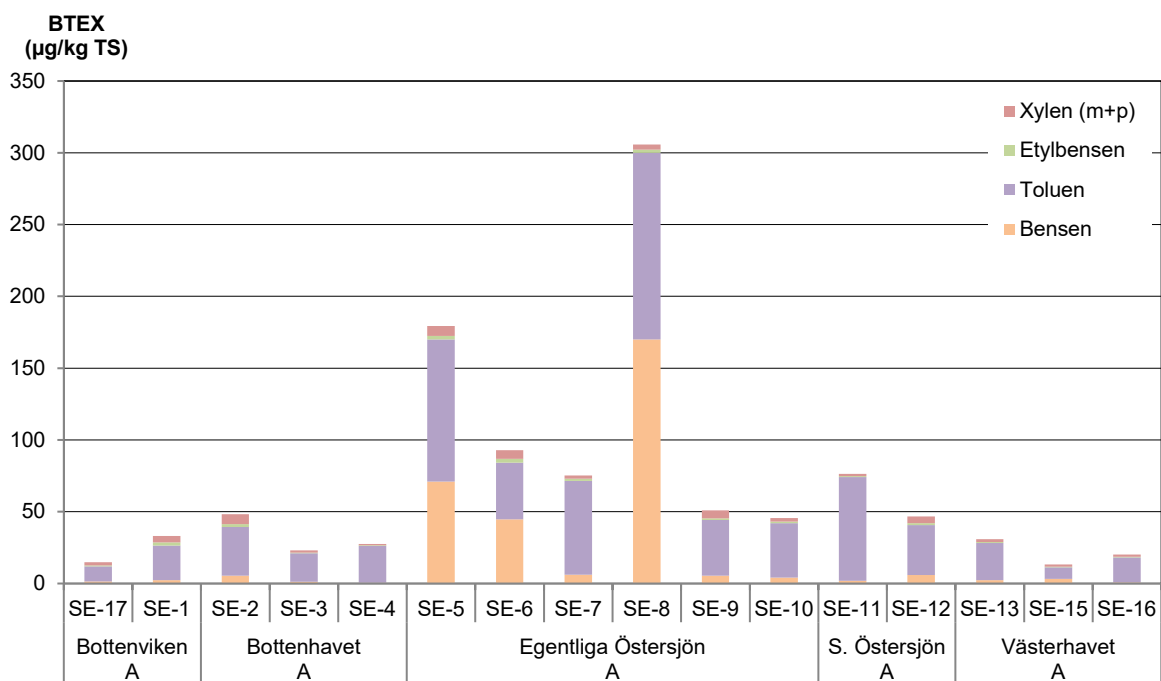
**Figur 55.** Summahalter av oktyl- och nonylfenoler 2003 och 2014 på de 16 övervakningsstationerna. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD). Av de ingående ämnena är halterna av 4-iso-nonylfenol signifikant högre i Egentliga Östersjön (A) än i övriga havsområden (B); för de övriga tre ämnena förekommer inga signifikanta skillnader mellan havsområdena.



**Figur 56.** Fördelningen mellan de olika oktyl- och nonylfenolerna 2003 på de 16 övervakningsstationerna. Eftersom få stationer har uppmätta halter av alla fyra ingående ämnena görs ingen statistisk analys av andelen av respektive ämne.

## Övriga ämnen

**Bensen, toluen, etylbensen** och *meta+para-xylen* (BTEX) analyserades 2008 och halterna var då mätbara på alla stationer. De högsta halterna av ämnena förekommer på stationer i Egentliga Östersjön (fig. 57). Halterna varierar emellertid inom havsområdet, t.ex. var BTEX-halterna på station SE-9 och SE-10 i nivå med många andra havsområden, och det finns därför inga signifikanta skillnader mellan havsområden för summahalten av BTEX. För toluen och etylbensen var däremot halterna i Egentliga Östersjön signifikant högre än i Västerhavet. BTEX-halterna är positivt och signifikant korrelerade till TOC-halterna i sedimentet ( $r^2 = 0,40$ ,  $p = 0,0081$ ,  $n = 16$ ) och det finns en positiv korrelation även om stationerna i Egentliga Östersjön utesluts ( $r^2 = 0,40$ ,  $p = 0,051$ ,  $n = 10$ ). Denna korrelation är dock inte signifikant. Bensen, men inte de övriga BTEX-ämnena, är ett prioriterat ämne i vattendirektivet men det finns ingen bedömningsgrund för halten i sediment.



**Figur 57.** Halter av bensen, toluen, etylbensen och *meta+para-xylen* (BTEX) på de 16 övervakningsstationerna 2008. Bokstäverna under havsområdena anger om resultaten är statistiskt signifikant skilda åt vid parvisa jämförelser (Tukey's HSD).

**Dietyl-, trietyl-, tetraetyl- och tetrametylbly** analyserades 2003 men halterna var under rapporteringsgränsen på 10 mg/kg TS på alla stationer.

## DISKUSSION OCH SLUTSATSER

### Metaller

Metaller förekommer naturligt i miljön men halterna har ökat sedan den industriella revolutionen. Halterna har en naturlig geografisk variation, bland annat beroende på förekomsten av olika bergarter i den aktuella regionen, men metallhalterna i sedimentet beror också på lokala redoxförhållanden då dessa påverkar hur starkt metallerna binder till sedimentet. På grund av dessa faktorer – lokal eller regional geologisk variation, antropogen påverkan och redoxförhållanden kombinerat med sedimentegenskaper – varierar metallhalterna mellan havsområdena.

Bottenviken och Bottenhavet utmärker sig genom förhöjda halter av arsenik och kobolt, och åtminstone arsenikhalterna påverkas troligen av höga halter i berggrunden inom avrinningsområdet och av en punktkälla. I Egentliga Östersjön förekommer istället kadmium, koppar och zink i högre halter. Halterna av kadmium överskrider den effektbaserade bedömningsgrunden för sediment på flera av övervakningsstationerna i denna del av Östersjön. Kadmium, koppar och zink bildar svårslösliga sulfider under reducerande förhållanden i sedimentet, vilket kan vara en bidragande förklaring till de höga sedimenthalterna i Egentliga Östersjön. Halterna av dessa metaller uppvisar signifikanta positiva korrelationer till TOC-halterna i sedimentet med relativt bra förklaringsgrader ( $r^2 = 0,84$  för Cd,  $0,85$  för Cu och  $0,57$  för Zn). Detta kan bero på att metallerna kan binda till organiskt material, men TOC kan även ses som en proxy, om än osäker, till redoxförhållanden i sedimentet eftersom TOC bryts ned långsammare vid syrebrist samt bidrar till att orsaka syrebrist, och det råder anoxiska förhållanden på stationerna i Egentliga Östersjön där TOC-halterna är höga. I förhållande till regressionen mot TOC är kadmiumhalterna förhöjda i Bottenviken samt längst norrut i Bottenhavet, och koppar- samt zinkhalterna är förhöjda på SE-1 i Bottenviken, vilket kan vara relaterat till närheten till en smältverkspunktkälla. Däremot är kromhalterna märkbart lägre i Egentliga Östersjön än i övriga havsområden. Även detta skulle kunna vara relaterat till redoxförhållandena i sedimentet men behöver undersökas mer. Syrgashalterna i bottenvattnet mättes vid den senaste provtagningen 2014 och bör mätas även under kommande undersökningar för att ge mer information som kan förklara de geografiska variationerna i sedimentens metallhalter.

Halterna av kvicksilver och bly ligger i samma storleksordning på de flesta av stationerna, förutom på stationerna SE-1 i södra Bottenviken och SE-12 i Arkonabassängen i södra Östersjön där halterna är förhöjda. Blyhalterna är även höga på station SE-11 i Bornholmsbassängen. Station SE-1 är troligtvis påverkad av en punktkälla men orsaken till de höga halterna i södra Östersjön är oklara. I jämförelse med stationerna i Östersjön är halterna av de flesta metaller låga i Västerhavet.

Vid miljöstatusklassificeringen inom ramen för vatten- och havsmiljöförvaltningen är kvicksilver, kadmium och bly de mest problematiska metallerna. Alla tre bidrar till att Östersjön inte uppnår en god miljöstatus med avseende på föroreningsnivå. Kvicksilver är det ämne som kraftigast överskrider sina tröskelvärden i biota, och ytterligare åtgärder behövs för att minska halterna i miljön. Eftersom en stor del av tillförseln av kvicksilver till Östersjön sker genom atmosfärisk deposition och kvicksilver kan transporteras långväga i atmosfären är globalt arbete för att minska halterna viktigt. Att kvicksilver förekommer i markant förhöjda halter i sedimentet på specifika stationer pekar emellertid också på vikten av att åtgärda punktkällor för att minska nivåerna i miljön, t.ex. att åtgärda förorenade områden.

Kadmium och bly uppvisar inte lika frekventa eller kraftiga överskridanden av sina tröskelvärden som kvicksilver. För båda ämnena finns effektbaserade bedömningsgrunder för sediment, där den för kadmium, som nämnts, överskrider på en del stationer under den senaste övervakningen av utsjösediment 2014. Kadmium har identifierats vara problematiskt även för människans hälsa i de halter ämnet förekommer i livsmedel i Sverige. Tidigare föreslagna åtgärder (se Toxikologiska

rådet 2018 samt Naturvårdsverket 2013) bör därför genomföras men det är viktigt att även beakta att en stor del av luftutsläppen av kadmium i Sverige idag tros komma från förbränning av bio-bränsle samt att ansevärliga mängder kan tillföras vattenmiljön via läckage från sura sulfatjordar.

## Organiska föroreningar

De organiska föroreningarna har till övervägande del antropogent ursprung även om ett fåtal av dem även kan bildas i mindre mängder i naturliga processer, t.ex. dioxiner och PAH i bränder. En del ämnen kan transporteras långväga i atmosfären medan andra ämnen företrädesvis tillförs Östersjön via vattenmiljön.

I stort sett alla de undersökta organiska ämnena förekommer i högst halter i Egentliga Östersjön och södra Östersjön. Detta är fallet för t.ex. DDT och dess nedbrytningsprodukter, HCH, klordaner, PCB, dioxiner, klorerade alifater, PAH, TBT, cybutryn, klorparaffiner, oktyl- och nonylfenoler, ftalater och BTEX. Västerhavet har i allmänhet lägst föroreningshalter, även om halterna av några ämnesgrupper, t.ex. PAH, är förhöjda här jämfört med Bottniska viken.

Eftersom många organiska föroreningar tenderar att fördela sig till organiskt kol är det ofta svårt att avgöra om de höga föroreningshalterna i Egentliga Östersjön, där stationerna också har höga TOC-halter, är orsakade av detta eller av en hög tillförsel av de olika substanserna till havsområdet. Halterna av några ämnen, t.ex. DDT och dess nedbrytningsprodukter, HCH, klordaner och PCB, är förhöjda i förhållande till TOC-halterna i södra Östersjön, i synnerhet på station SE-12. Halterna i Bottniska viken är däremot generellt lägre än vad korrelationen till TOC förutsäger, t.ex. för DDTs nedbrytningsprodukter, SCCP och PAH.

För en del ämnen finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment framtagna för statusklassning enligt vattendirektivet, och det finns även indikativa värden, som är mer osäkra, från Havs- och vattenmyndigheten (2013, 2018b). För ämnesgruppen PAH finns det effektbaserade bedömningsgrunder för antracen och fluoranten. De uppmätta halterna av fluoranten överskrider aldrig bedömningsgrunden medan antracen överskrider värdet på de tre stationerna i Västerhavet 2003 men inte på någon station 2008 eller 2014. Av de fyra PAH som det finns indikativa värden för i sediment överskrider naftalen aldrig värdet men för de övriga tre ämnena överskrider respektive indikativa värde på en del stationer. Vid den senaste provtagningen 2014 är det halterna av benso(b)fluoranten som mest frekvent överskrider det indikativa värdet men även benso(a)pyren och benso(k)fluoranten förekommer i överskridande halter i södra Östersjön och Västerhavet. Dessa områden är således generellt de mest problematiska vad gäller toxiska PAH-halter i sediment, vilket bör undersökas vidare. Eftersom de effektbaserade bedömningsgrunderna inte överskrider lika frekvent som för andra ämnen inom vattenförvaltningen har PAH som ämnesgrupp inte uppmärksamrats i så hög grad inom t.ex. åtgärdsprogram. Att de indikativa värdena överskrider för flera PAH pekar dock på att mer uppföljning av denna ämnesgrupp bör göras.

De indikativa värdena för nonyl- och oktylfenol överskreds på en del stationer 2003, främst för oktylfenol. År 2014 överskreds dock inte det indikativa värdet för något av dessa ämnen. Likaså överskreds det indikativa värdet för HCH på två stationer 2008 men inte på någon station 2014. De indikativa värdena för HCB, pentaklorbensen, SCCP, triklormetan, HBCDD och DEHP överskreds aldrig.

För HCB har halterna ökat mellan 2008 och 2014, i synnerhet på stationer i norra delen av Egentliga Östersjön, och på några stationer har halterna ökat successivt från 2003 och framåt. Denna trend har analyserats mer i detalj i en annan rapport (Josefsson 2018), och liknande tendenser över tid har även setts i andra matriser. Orsakerna är oklara men skulle kunna vara ökad frisättning från områden som förorenats vid tidigare utsläpp, så kallade sekundära källor, eller ökade utsläpp från primära källor. Detta bör undersökas vidare.

En av de mest problematiska ämnesgrupperna inom vatten- och havsmiljöförvaltningen är PBDE, som ofta kraftigt överskrider sina tröskelvärden i biota. I sediment, där det inte finns någon

bedömningsgrund att tillgå för att utvärdera om halterna som förekommer skulle kunna vara toxiska, är nivåerna av PBDE överlag liknande mellan havsområdena. Detta kan peka på att atmosfärisk deposition eller andra diffusa källor är en viktig tillförselväg för denna ämnesgrupp. Halterna av specifika substanser inom gruppen är ofta högst i Egentliga Östersjön men även station SE-16 i Skagerrak hade relativt höga halter både 2008 och 2014. Det går inte att se någon skillnad i halt mellan 2008 och 2014 eftersom halterna ökar på vissa stationer och minskar på andra. Inom vattenförvaltningen finns åtgärder riktade mot utsläpp av förorenade ämnen från reningsverk, vilket bör ha en effekt på mängden PBDE som släpps ut till vattenmiljön. Med tanke på det kraftiga överskridandet av tröskelvärden är det dock troligt att dessa åtgärder inte är tillräckliga och att fler insatser behöver göras. Inom miljöövervakningen av utsjösediment bör halt-erna av PBDE fortsätta att följas, och även problematiska ersättningsämnen bör inkluderas i övervakningen.

En annan problematisk ämnesgrupp inom vatten- och havsmiljöförvaltningen är dioxiner. I likhet med PBDE beror detta främst på att tröskelvärden för andra matriser, dvs. biota eller vatten, överskrids; det finns ingen bedömningsgrund för sediment. Liksom för PBDE är de uppmätta dioxinhalterna relativt lika i de olika havsområdena. Halterna på TEQ-basis är dock förhöjda vid SE-12 i södra Östersjön och två stationer i Egentliga Östersjön. Ämnesgruppen har bara mätts under provtagningen 2014 men bör fortsätta följas framöver. Det finns ett flertal åtgärder inom vattenförvaltningen för att ytterligare minska utsläppen av dioxiner från förbränningsprocesser men det är också viktigt att fastställa vilken betydelse förorenade sediment har för halterna av dioxiner i biota samt vid behov åtgärda dessa punktkällor.

De perfluorerade ämnena, som också inkluderades i undersökningen 2014, uppvisade överraskande höga halter i Bottenviken och Bottenhavet. Att halterna är så förhöjda i förhållande till övriga havsområden verkar dock orimligt med tanke på att undersökningar i vatten och biota pekar på motsatt förhållande, dvs. lägre halter i de norra delarna av Östersjön än i de södra (Nguyen m. fl. 2017, Kirchgeorg m.fl. 2010, Faxneld m.fl. 2016). De förhöjda uppmätta halterna kan bero på kontaminering av proverna eller möjligen skillnader i tiden för provtagningen (juli–augusti i Bottniska viken jämfört med maj–juni för övriga områden).

TBT-halterna har sjunkit sedan 2003 och är 2014 under rapporteringsgränsen på alla stationer i Bottenviken, Bottenhavet och Västerhavet. Den effektbaserade bedömningsgrunden för TBT i sediment överskrids dock fortfarande på alla stationer i Egentliga Östersjön och södra Östersjön vid den senaste provtagningen 2014. I dessa havsområden har halterna avtagit främst på stationerna i norra Egentliga Östersjön medan trenden över tid är mindre tydlig för de södra stationerna. Detta kan delvis förklaras med högre sedimentackumulationshastighet (och därmed yngre sediment) på en del av de norra stationerna men i södra Östersjön finns ingen tydligt minskande trend över tid trots relativt höga ackumulationshastigheter. Cybutryn förekom 2014 i mätbara halter på samtliga stationer i Egentliga Östersjön, och halterna var högre 2014 än 2008 på fem av dessa sex stationer. Det indikativa värdet för cybutryn i sediment överskreds på fyra stationer vid provtagningen 2014. Eftersom ämnet bara har mätts under två undersökningsår går det inte att avgöra om halten ökar över tid men att halterna är högst på de stationer i Egentliga Östersjön som har yngst yt-sediment tyder på en ökande trend över tid. Med tanke på att cybutryn har förbjudits som biocid inom EU 2018, t.ex. i båtbottnfärger, bör halterna följas inom den fortsatta miljöövervakningen av utsjösediment för att säkerställa att de sjunker.



## REFERENSLISTA

- Adrian, L. & Görisch, H., 2002: Microbial transformation of chlorinated benzenes under anaerobic conditions. *Research in Microbiology* 153, 131–137.
- Ahrens, L., Ribéli, E., Josefsson, S., Gustavsson, J., Nguyen, M.A. & Wiberg, K., 2014: Screening of perfluoroalkyl substances and organic flame retardants in Swedish rivers. Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport till Naturvårdsverket, Överenskommelse NV-2213-13-026, Uppsala, 2014-04-25.
- Ahrens, L., Vogel, L. & Wiberg, K., 2018: Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) and phenolic compounds in Swedish rivers over four different seasons. Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport till Naturvårdsverket, Överenskommelse NV-2213-16-011, Uppsala, 2018-03-09.
- Andersson, H., Palm Cousins, A., Westerdahl, J., Braun, H., Bergfors, L., Brorström-Lundén, E., Pettersson, M., Wickman, T., Jamtrot, A., Parkman, H., Krupanek, J., Fridmanis, J., Toropovs, V., Verta, M. & Nielsen, U., 2012: Major sources and flows of the Baltic Sea Action Plan hazardous substances. *COHIBA WP4 Final report*. IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Andersson, M., Carlsson, M., Ladenberger, A., Morris, G., Sadeghi, M. & Uhlbäck, J., 2014: *Geokemisk atlas över Sverige*. Sveriges geologiska undersökning. 208 s. Nedladdningsbar på <[www.sgu.se/mineralnaring/geokemisk-atlas](http://www.sgu.se/mineralnaring/geokemisk-atlas)>, åtkommen 2019-02-21.
- Andersson, Å. & Sörme, L., 2006: Substansflödesanalys – av alkylfenoler och alkylfenoletoxilater i Stockholms stad 2004. Stockholms stad.
- Ankley, G.T., Di Toro, D.M., Hansen, D.J. & Berry, W.J., 1996: Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 2056–2066.
- Apler, A. & Josefsson, S., 2016: Swedish status and trend monitoring programme. Chemical contamination in offshore sediments 2003–2014. *SGU-rapport 2016:04*. Sveriges geologiska undersökning. 108 s.
- Assefa, A.T., Sobek, A., Sundqvist, K.L., Cato, I., Jonsson, P., Tysklind, M. & Wiberg, K., 2014: Temporal trends of PCDD/Fs in Baltic Sea sediment cores covering the 20th century. *Environmental Science & Technology* 48, 947–953.
- Assefa, A., Tysklind, M., Bignert, A., Josefsson, S., & Wiberg, K., 2019: Sources of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans to Baltic Sea herring. *Chemosphere* 218, 493–500.
- Bernes, C., 1998: Organiska miljögifter – ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem. *Monitor* 16, Naturvårdsverkets förlag, 152 s.
- Berry, W.J., Boothman, W.S., Serbst, J.R. & Edwards, P.A., 2004: Predicting the toxicity of chromium in sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 2981–2992.
- Bidleman, T.F., Jantunen, L.M., Helm, P.A., Brorström-Lundén, E. & Juntto, S., 2002: Enantiomers and temporal trends of chlordanes in Arctic air. *Environmental Science & Technology* 36, 539–544.
- Bignert, A., Danielsson, S., Faxneld, S. & Nyberg, E., 2016: Comments concerning the national Swedish contaminant monitoring programme in marine biota, 2016, 5:2016. Naturhistoriska riksmuseet.
- Bignert, A., Danielsson, S., Ek, C., Faxneld, S. & Nyberg, E., 2017: Comments concerning the national Swedish contaminant monitoring programme in marine biota, 2017, 4:2017. Naturhistoriska riksmuseet.

- Bogdal, C., Niggeler, N., Glüge, J., Diefenbacher, P.S., Wächter, D. & Hungerbühler, K., 2017: Temporal trends of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in Swiss soils. *Environmental Pollution* 220, 891–899.
- Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G. & Conley, D.J., 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111, 5628–5633.
- Castro, M., Breitholtz, M., Yuan, B., Athanassiadis, I., Asplund, L. & Sobek, A., 2018: Partitioning of chlorinated paraffins (CPs) to *Daphnia magna* overlaps between restricted and in-use categories. *Environmental Science & Technology* 52, 9713–9721.
- Cato, I. & Sellén, E., 2004: Miljökemisk sedimentundersökning utanför Rönnskärsverken 2003. *SGU-rapport 2004:14*. Sveriges geologiska undersökning. 63 s.
- Chapman, P.M., Chapman, P.M., Wang, F., Janssen, C. & Persoone, G., 1998: Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 55, 2221–2243.
- Dearth, M.A & Hites, R.A, 1991: Complete analysis of technical chlordane using negative ionization mass spectrometry. *Environmental Science & Technology* 21, 245–254.
- Dituro, D.M., Mahony, J.D., Hansen, D.J., Scott, K.J., Hicks, M.B., Mayr, S.M. & Redmond, M.S., 1990: Toxicity of cadmium in sediments – the role of acid volatile sulfide. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 1487–1502.
- EFSA (European Food Safety Authority), 2018a: Dioxins and related PCBS: tolerable intake level updated. <[www.efsa.europa.eu/en/press/news/181120](http://www.efsa.europa.eu/en/press/news/181120)> åtkommen 2019-01-15.
- EFSA (European Food Safety Authority), 2018b: Contaminants update: first of two opinions on PFAS in food. <[www.efsa.europa.eu/en/press/news/181213](http://www.efsa.europa.eu/en/press/news/181213)> åtkommen 2019-01-15.
- Farmer, J.G., 1991: The perturbation of historical pollution records in aquatic sediments. *Environmental Geochemistry and Health* 13, 76–83.
- Faxneld, S., Berger, U., Helander, B., Danielsson, S., Miller, A., Nyberg, E., Persson, J-O. & Bignert, A., 2016: Temporal trends and geographical differences of perfluoroalkyl acids in Baltic Sea herring and white-tailed sea eagle eggs in Sweden. *Environmental Science & Technology* 50, 13070–13079.
- Glüge, J., Wang, Z., Bogdal, C., Scheringer, M. & Hungerbühler, K., 2016: Global production, use, and emission volumes of short-chain chlorinated paraffins – A minimum scenario. *Science of the Total Environment* 573, 1132–1146.
- Gustavsson, J., Ribéli, E., Wiberg, K., Nguyen, M.A., Josefsson, S. & Ahrens, L., 2016: Re-analysis of organic flame retardants in Swedish rivers. Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport till Naturvårdsverket, Överenskommelse NV-2213-15-018, Uppsala, 2016-05-13.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2012: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön. *HVMFS 2012:18*.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2013: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. *HVMFS 2013:19*.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2015: God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:30*.

- Havs- och vattenmyndigheten, 2018a: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018–2023. Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27*.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2018b: Metaller och miljögifter – effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment. Kunskapssammanställning baserad på ämnesrapporter framtagna inom vattendirektivsarbetet. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31*.
- Helander, B., 2014: Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH och PBDE i ägg från havsörn 2013. *Rapport 4:2014*. Naturhistoriska riksmuseet. 7 s.
- HELCOM, 2018a: Inputs of hazardous substances to the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings 162*, 25 s.
- HELCOM, 2018b: State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. *Baltic Sea Environment Proceedings 155*, 155 s.
- Huser, B.J., Köhler, S.J., Wilander, A., Johansson, K. & Fölster, J., 2011: Temporal and spatial trends for trace metals in streams and rivers across Sweden (1996–2009). *Biogeosciences 8*, 1813–1823.
- Josefsson, S., 2018: Hexaklorbensen i svenska sediment 1986–2015. *SGU-rapport 2018:23*. Sveriges geologiska undersökning. 31 s.
- Kirchgeorg, T., Weinberg, I., Dreyer, A. & Ebinghaus, R., 2010: Perfluorinated compounds in marine surface waters: data from the Baltic Sea and methodological challenges for future studies. *Environmental Chemistry 7*, 429–434.
- La Guardia, M.J., Hale, R.C. & Harvey, E., 2006: Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical flame-retardant mixtures. *Environmental Science & Technology 40*, 6247–6254.
- Länsstyrelsen Stockholm, 2015: Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. *Rapport 2015:3*, 113 s.
- Mantoura, R.F.C., Dickson, A. & Riley, J.P., 1978: The complexation of metals with humic materials in natural waters. *Estuarine and Coastal Marine Science 6*, 387–408.
- Meijer, S.N., Ockenden, W.A., Sweetman, A., Breivik, K., Grimalt, J.O. & Jones, K.C., 2003: Global distribution and budget of PCBs and HCB in background surface soils: Implications for sources and environmental processes. *Environmental Science & Technology 37*, 667–672.
- Milton, F., von Stedingk, H. & Persson, A., 2018: Zinks spridning i miljön – En litteraturstudie. Goodpoint AB, åt Naturvårdsverket, ärendenummer NV-03853-17.
- Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav. *NV-rapport 4914*.
- Naturvårdsverket, 2009: Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment. *NV-rapport 5912*.
- Naturvårdsverket, 2013: Förslag till etappmål. Exponering för kadmium via livsmedel. *NV-00336-13*.
- Naturvårdsverket, 2019a: Utsläpp i siffror – Krom.  
<[utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/Krom](http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/Krom)> åtkommen 2019-01-15.
- Naturvårdsverket, 2019b: Utsläpp i siffror – Nickel.  
<[utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/Nickel](http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/Nickel)> åtkommen 2019-01-15.
- Naturvårdsverket, 2019c: Utsläpp av kadmium till luft. <[www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kadmium-utslapp-till-luft](http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kadmium-utslapp-till-luft)> åtkommen 2019-01-15.

- Naturvårdsverket, 2019d: Utsläpp i siffror – Koppar.  
<utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Koppar> åtkommen 2019-01-15.
- Naturvårdsverket, 2019e. Utsläpp i siffror – Utsläpp av metaller  
<utslappisiffror.naturvardsverket.se/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslapp-av-metaller>  
åtkommen 2019-01-15.
- Nguyen, M.A., Wiberg, K., Ribéli, E., Josefsson, S., Futter, M., Gustavsson, J. & Ahrens, L., 2017: Spatial distribution and source tracing of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in surface water in Northern Europe. *Environmental Pollution* 220, 1438–1446.
- Nissenbaum, A. & Swaine, D.J., 1976: Organic matter-metal interactions in recent sediments: the role of humic substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 40, 809–816.
- Schulz, H.-M. & Emeis, K.-C., 2000: Sources and pathways of natural and anthropogenic hydrocarbons into the natural dump Arkona Basin (southern Baltic Sea). *Environmental Geology* 39, 839–848.
- Sobek, A., Sundqvist, K., Assefa, A.T. & Wiberg, K., 2015: Baltic Sea sediment records: Unlikely near-future declines in PCBs and HCB. *Science of the Total Environment* 518–519, 8–15.
- Stern, G.A., Braekevelt, T.E., Helm, P.A., Bidleman, T.F., Outridge, P.M., Lockhart, W.L., McNeeley, R., Rosenberg, B., Ikonomou, M.G., Hamilton, P., Tomy, G.T. & Wilkinson, P., 2005: Modern and historical fluxes of halogenated organic contaminants to a lake in the Canadian arctic, as determined from annually laminated sediment cores. *Science of the Total Environment* 342, 223–243.
- Sundström, R., Åström, M. & Österholm, P., 2002: Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science & Technology* 36, 4269–4272.
- Swanner, E. D., Planavsky, N. J., Lalonde, S. V., Robbins, L. J., Bekker, A., Rouxel, O. J., Saito, M.A., Kappler, A., Mojzsis, S.J. & Konhauser, K. O., 2014: Cobalt and marine redox evolution. *Earth and Planetary Science Letters* 390, 253–263.
- Toxikologiska rådet, 2018: Toxikologiska rådets årsrapport 2017–2018. Organisation och inledande arbete. *Rapport 1/18*, 19 s.
- Vattenmyndigheterna, 2016: Del 4 Åtgärdsprogram 2016–2021 – Samtliga vattendistrikt. Sammanställning av åtgärder som behöver vidtas av myndigheter och kommuner i Bottenvikens, Bottenhavets, Norra Östersjöns, Södra Östersjöns samt Västerhavets vattendistrikt.
- Vattenmyndigheterna, 2018: Åtgärdsprogram 2018–2021 för nya prioriterade ämnen i ytvatten och PFAS i grundvatten för Bottenvikens vattendistrikt. Åtgärder riktade till myndigheter och kommuner samt konsekvensanalys. Diarienummer: 537-14690-2017.
- Venier, M. & Hites, R., 2014: DDT and HCH, two discontinued organochlorine insecticides in the Great Lakes region: isomer trends and sources. *Environment International* 69, 159–165.
- Wang, G., Lu, Y. L., Han, J. Y., Luo, W., Shi, Y. J., Wang, T. Y. & Sun, Y. M., 2010: Hexachlorobenzene sources, levels and human exposure in the environment of China. *Environment International* 36, 122–130.
- Willett, K.L., Ulrich, E.M. & Hites, R.A., 1998: Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environmental Science & Technology* 32, 2197–2207.
- Witt, G., Leipe, T. & Emeis, K.-C., 2001: Using fluffy layer material to study the fate of particle-bound organic pollutants in the southern Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 38, 1567–1573.

Yuan, B., Brüchert, V., Sobek, A. & de Wit, C.A., 2017: Temporal trends of C8–C36 chlorinated paraffins in Swedish coastal sediment cores over the past 80 years. *Environmental Science & Technology* 51, 14199–14208.

Ying, G., Williams, B. & Kookana, R., 2002: Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates – a review. *Environment International* 28, 215–226.