



FRITIDSBÅTARS AVGASUTSLÄPP I SKÄRGÅRDEN

MED FOKUS PÅ POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2022:2

**KJELL NORDBERG, GÖRAN BJÖRK, LISA LUNDIN, KATARINA ABRAHAMSSON,
SARAH JOSEFSSON, CARL DAHLBERG OCH INGRID ZAR**

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2022:2

Titel: Fritidsbåtars avgasutsläpp i skärgårdsmiljön

Författare: Kjell Nordberg¹, Göran Björk¹, Lisa Lundin², Katarina Abrahamsson¹, Sarah Josefsson³, Carl Dahlberg⁴, Ingrid Zar¹

¹) Inst. för marina vetenskaper, Göteborgs universitet

²) Kemiska inst. Umeå universitet

³) Sveriges geologiska undersökning, SGU

⁴) Leader Bohuskust och gränsbygd

Publicerad: 2022-05-30

Kontakt: Kjell Nordberg: kjell.nordberg@marine.gu.se
www.havsmiljoinstitutet.se

Referens till rapporten:

Nordberg, K., Björk, G., Lundin, L., Abrahamsson, K., Josefsson, S., Dahlberg, C., Zar, I: (2022) Fritidsbåtars avgasutsläpp i skärgårdsmiljön

Rapport nr 2022:2, Havsmiljöinstitutet.

Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, Linnéuniversitetet och Sveriges lantbruksuniversitet för att bistå myndigheter och andra aktörer inom havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.

Omslag: Grebbestads hamn och skärgård. Foto: R. Dahlberg / Dahlbergmedia

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Innehållsförteckning	3
Förord	7
Sammanfattning	9
English summary	13
1 Introduktion	17
1.1 Problemställning	19
1.2 Projektbakgrund	21
1.3 Undersökningsområdet	23
1.3.1 Sannäsfjordområdet	23
1.3.2 Grebbestadsområdet	23
1.3.3 Allmän beskrivning av områdets hydrografi	24
2 Polycykliska aromatiska föreningar	25
2.1 Källor till PAH:er i naturen	26
2.2 Fördelning och nedbrytning av PAH:er i luft, vatten och sediment	28
2.3 Utsläpp av PAH:er från fritidsbåtsmotorer	28
2.4 Upptag av PAH:er i musslor och ostron	29
2.5 Historisk utbredning av PAH:er	30
3 Material och metoder	31
3.1 Provtagning	31
3.1.1 Översikt	31
3.1.2 Sedimentprovtagning	33
3.1.3 Provtagning musslor och ostron	35
3.1.4 Provtagning vatten	37
3.1.5 Hydrografi	38
3.2 Analyser	40
3.2.1 Totalt organiskt kol (TOC) och totalkväve (TN)	40
3.2.2 Metaller	40
3.2.3 Datering av sedimentkärnor	40
3.2.4 PAH-bestämningar	41
3.2.4.1 Extraktion och upparbetning av sedimentprover	42
3.2.4.2 Extraktion och upparbetning av musslor och ostron	42
3.2.4.3 Extraktion och upparbetning av SPMD-provtagarna	42
3.2.4.4 Analys av PAH:er	42
3.2.4.5 Beräkning av PAH-koncentration i vatten baserat på SPMD-provtagning	43
3.3 Bedömning av sedimentens föroreningsnivåer	44
3.4 Diagnostisering av PAH:ers ursprung	45

3.5	Multivariata statistiska metoder och korrelationskoefficienter	46
3.6	Båträkning	47
4	Resultat	48
4.1	Väder och vind under somrarna 2016-2019.....	48
4.2	Hydrografi och strömningsmönster i undersökningsområdena.....	49
4.2.1	Allmän beskrivning av områdena och hydrografi	49
4.2.2	Temperatur	49
4.2.3	Salthalt	51
4.2.4	Strömmar i Sannäsfjordsområdet	54
4.2.5	Strömmar i Grebbestadsområdet	57
4.2.6	Sammanfattning av hydrografi och vattencirkulationen i undersökningsområdena	59
4.3	Om båträkningen.....	59
4.4	Koncentrationer av PAH:er i sediment, biota och vatten.....	61
4.4.1	Översiktlig beskrivning av PAH:er i undersökningsområdet	61
4.4.2	Spatial fördelning av PAH:er i ytsediment	68
4.4.2.1	Ytsediment i Sannäsfjordsområdet och Grebbestadsområdet	68
4.4.2.2	Klassning av PAH:er i ytsediment från Grebbestads- och Sannäsområdet	70
4.4.3	PAH:er i vatten	72
4.4.3.1	PAH-koncentrationer i vatten, Sannäsfjordsområdet och Grebbestad	72
4.4.3.2	SPMD membranhalter i Sannäsfjords- och Grebbestadsområdet	75
4.4.4	Spatial fördelning av PAH:er i ostron	76
4.4.5	Spatial fördelning av PAH:er i musslor	78
4.4.6	Tidsvariationer av PAH:er i Sannäsfjordens ytvatten	80
4.4.7	Metaller och kol i sediment	82
4.4.7.1	Spatial utbredning av metaller i Grebbestads hamn	83
4.4.7.2	Historisk utbredning av metaller och kol i Sannäsfjordens djupbassäng	85
4.4.8	Historisk utbredning av PAH:er i Sannäsfjordens djupbassäng	86
4.4.9	Klassning av historiska PAH-halter i sedimentkärnan från Sannäsfjorden	89
4.4.10	PAH:er i gölar på bergsplåtar i Grebbestadsområdet	91
5	Diskussion	93
5.1	PAH-källor	93
5.1.1.	Luft	93
5.1.2	Hamnar i urban miljö	95
5.1.3	Utsläpp av PAH:er från båtmotorer	95
5.2	Spridning av PAH:er inom undersökningsområdet	98
5.2.1	Kvantitativ beräkning av förhöjda PAH-halter i vattnet p.g.a. emissioner från fritidsbåtar	98
5.2.2	Spridning av PAH:er i ytsedimenten i Grebbestads- och Sannäsområdet	99
5.2.3	Temporala variationer i sedimentens PAH-innehåll	104
5.2.4	PAH:er i ostron och blåmusslor	105
5.2.5	PAH:er i vatten	108

5.2.6	Källspårning, diagnostiska kvoter	115
5.2.7	Jämförelser mellan de olika matriserna sediment, vatten och biota	117
5.3	PAH-halter i förhållande till gränsvärden.....	118
5.3.1	PAH-halter i ytsediment i förhållande till gränsvärden	118
5.3.2	PAH-halter i djupa sedimentkärnor i förhållande till gränsvärden	119
5.3.3	PAH-halter i biota i förhållande till gränsvärden	120
5.3.4	Planerade ekotoxikologiska studier på lokal stationär fisk och musslor	121
5.4	Erfarenheter kring metodiken.....	122
6	Slutsatser	123
	Omnämmanden	125
	Källförteckning.....	126
	Appendix	133

FÖRORD

Denna rapport är resultaten från ett samarbetsprojekt om hållbart båtliv och samexisterande näringar mellan Göteborgs universitet, Umeå universitet, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Havs- och vattenmyndigheten, SGU och Transportstyrelsen.

Ett stort antal personer har i varierande omfattning bidragit med idéer och tankar under projektets gång, under våra styrgruppsmöten, under projektmöten, work shops och fältaktiviteter. Hela projektorganisationen redovisas i Appendix.

Göteborg i maj 2022

Kjell Nordberg

Professor vid Institutionen för marina vetenskaper, Göteborgs universitet

SAMMANFATTNING

Sveriges kust med vidsträckta skärgårdar, fjordar och väderskyddade segelleder erbjuder fantastiska möjligheter till fritidsbåtliv. I Sverige finns idag ca 850 000 fritidsbåtar, vilket är bland de högsta siffrorna i världen sett till befolkningens mängd. De flesta av dessa båtar har motor.

I kustområdena ökar befolkningen mångfald under sommaren. Där är delårsboende och maritim turism viktigt för regionens ekonomiska aktivitet. Samtidigt blir trycket på skärgården allt större: Antalet fritidsbåtar ökar tillsammans med motorernas storlek. Det leder till negativa miljöeffekter som ökad trängsel, fler bryggor och båtplatser, högre hastigheter, mer avgaser och buller, vågsvall och stranderosion.

Våra väderskyddade skärgårdar med nästan obefintligt tidvatten har fina förutsättningar för fritidsbåtsaktiviteter. Naturhamnarna har blivit ett populärt alternativ till besökshamnar, då allemansrätten ger alla rätt att ankra, förtöja och övernatta i naturskön skärgård.

De skyddade förhållandena i vår skärgård innebär dock en sårbarhet, eftersom föroreningar från fritidsaktiviteter tenderar att hållas kvar till skillnad från många andra havsområden i världen utan skärgård, där tidvattenströmmarna är starka. I västkustens inner-skärgård anrikas i stället föroreningarna i sediment, växter och djur.

På svenska Bohuskusten är fritidsbåtsverksamheten och båtturen viktiga socioekonomiska näringar tillsammans med produktionen av sjömat som blåmusslor och ostron. Frågan är hur förenliga verksamheterna är, då de flesta fritidsbåtar släpper ut sina avgaser direkt i vattnet. Avgaserna är en cocktail av giftiga, cancerogena, mutagena och miljöstörande kemiska föreningar som polycykliska aromatiska kolväten (PAH). De innehåller också sot, oförbrända oljor och drivmedel, gödande och försurande kväveföreningar samt koloxid och koldioxid.

En viktig fråga i detta sammanhang är om dessa näringar kan samsas i skärgården, utan att äventyras av föroreningar eller konkurrens om utrymme.

Vi har därför följande frågeställningar i den här studien:

- Är fritidsbåtars avgaser en signifikant källa till PAH:er i sediment, vatten, ostron och blåmusslor?
- Överskrider PAH-halterna i sediment, vatten, ostron och blåmusslor några gränsvärden för miljöklassning eller för livsmedel?
- Hur har miljöbelastningen av PAH:er varierat historiskt och hur ser trenderna ut nu?

Studien fokuserar på sammansättning, utbredning och mängd av PAH:er i två närliggande områden i norra Bohuslän med en stor lokal och besökande fritidsbåtsflotta. Som modellområde har vi valt Grebbestadsområdet, med Grebbestads urbana hamnmiljö som kontrast till det relativt oexploaterade Sannäsfjordsområdet.

Burar med blåmusslor, ostron och passiva provtagare för vatten, placerades ut under 6 veckor under somrarna 2016 och 2017 i Grebbestadsområdet och längs med Sannäsfjordsområdet. De analyserades sedan för PAH:er. Sedimentprovtagning genomfördes i båda områdena samt i bergsgölar på hög höjd som bara får PAH:er från atmosfäriskt nedfall. Båttrafikens intensitet under båtsäsongerna 2016 och 2017 har dokumenterats och kopplats till innehållet av PAH:er i sediment, vatten, och i ostron och blåmusslor. Vi har gjort hydrografiska observationer av salthalt, temperatur och strömmar på ett flertal positioner och beräknat vattenomsättningen. Båttrafiken under sommaren var som väntat störst i Grebbestad med mer än 40 000 besökande motorbåtar. Utanför Sannäsfjorden vid den stora turistfarleden var det fler än 20 000 båtpassager och inne i Sannäsfjorden var antalet 10 000 och 7 000 beroende på var i fjorden vi räknade.

Förutom fritidsbåtars avgaser har vi identifierat ytterligare två betydande PAH-källor. En är tillförsel från diffusa regionala källor av långtransporterade föroreningar genom atmosfärsnedfall, vilka dominerar och präglar alla miljöer i hela regionen. En annan är lokala urbana miljöer och hamnar. De samlade bidragen är källor till förekomsten av PAH:er i sediment, vatten, ostron och blåmusslor. För att skilja ut fritidsbåtarnas bidrag av PAH:er har vi även använt oss av multivariat statistik. Vi inkluderar då tidigare observerade fördelningar av olika PAH:er i sediment och vatten från två typområden i Nordamerika, där det är belagt att fritidsbåtmotorer är den helt dominerande källan till PAH:er i vatten och sediment.

Våra undersökningar visar att de ytligaste sedimenten i Grebbestad har upp till fem gånger så höga halter av främst tyngre PAH:er. Kraftigt förhöjda halter påträffas också i farleden utanför Tanumstrand strax söder om Grebbestad, samt i den yttre delen av Sannäsfjorden. Vid de här platserna är båttrafiken som mest intensiv vilket tyder på att de förhöjda halterna härrör från fritidsbåtmotorer. Detta styrks av statistisk mönsteranalys som visar att platser med stor båttrafik har störst likhet med sammansättningen av PAH:er i sediment från det amerikanska typområdet Lake Superior.

Utplacerade blåmusslor och ostron från burarna innehåller också kraftigt förhöjda halter PAH:er där trafiken är intensiv. Här ser vi en skillnad mellan Sannäsområdet och Grebbestadsområdet. I Grebbestads hamn har ostron och musslor fyra till fem gånger högre halter av PAH:er i jämförelse med vår referensstation, vilket inte är fallet i Sannäsområdet. Analyser visar att fördelningen av PAH:er i blåmusslor liknar fördelningen i vattnet medan fördelningen i ostron mer liknar sedimentens fördelning av PAH:er. Detta tyder på att blåmusslor och ostron inte ackumulerar PAH:er på samma sätt.

Vidare visar våra resultat att variationen i koncentration och sammansättning av PAH:erna i ytvattnet inte är lika stor som i sediment, blåmusslor och ostron. Detta kan

förklaras av att PAH:er som är lösta i vatten sprids effektivt, medan de som är bundna till partiklar kommer att sedimentera till botten i närheten av utsläppskällor. Men vi kan ändå se att koncentrationerna av PAH:er i vattnet är högre där fritidsbåttrafiken är som störst, och överensstämmer med de från typområdet Auke Lake i Nordamerika, vilket också styrks av den statistiska mönsteranalysen för vatten.

För att belysa förändringar i PAH-koncentrationer över tid har vi analyserat PAH:er i en två meter lång sedimentkärna, som uppvisar stora förändringar under de 180 år som den representerar. Under mitten av 1800-talet var PAH-koncentrationerna jämförelsevis mycket låga för att sedan öka och kulminera under 1960- och 1970-talen.

I jämförelse med dessa kraftigt förorenade sediment är koncentrationerna i dagens ytsediment mycket modesta. De uppemot fem gånger högre halterna på 1960 - 70 talen kan främst kopplas till dåtidens högre atmosfärsnedfall. Intressant är att de högsta historiska halterna i Sannäsfjordens sediment är av samma storleksordning som de i den nutida, starkt förorenade, urbana Grebbestads inre hamn. De minskade PAH-halterna i Sannäsfjordens yngsta sediment är ett resultat av många olika faktorer på både lokal, regional och global nivå. Vi har bland annat fått ambitiösare miljölagstiftningar som inneburit förbättrade reningstekniker och därmed totalt lägre utsläpp av miljöstörande föroreningar såsom PAH:er. Under senare tid har dock fritidsbåtarna PAH-utsläpp tillkommit.

Gränsvärden för PAH:er i sediment baserade på EU:s vattendirektiv, överskrids på platser med intensiv båttrafik vid Grebbestad, Tanumstrand och i yttre delen av Sannäsfjorden. Däremot överskred aldrig halterna i blåmusslor och ostron gränsvärden för föda enligt Livsmedelsverket eller för akvatisk biota enligt Havs- och vattenmyndigheten.

Således kan man i de flesta skärgårdsområden räkna med att ostron och blåmusslor inte är hälsofarliga på grund av avgasrelaterade PAH:er i vattenmassan. Av försiktighetsskäl bör dock skörd och konsumtion av dessa vid de allra mest trafikerade platserna undvikas. När det gäller sediment är situationen något annorlunda. Kraftigt förorenade sediment med ett stort innehåll av giftiga, cancerogena eller mutagena PAH:er kan påverka bottenlevande fauna och därmed spridas vidare upp i näringskedjan till arter för humankonsumtion.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att fritidsbåtar och produktion av sjömat kan samexistera, men att det finns anledning att mana till försiktighet, vad gäller ökad båttrafik med petroleumprodukter som drivmedel.

Likaså finns anledning att mana till fortsatt arbete för att sänka föroreningshalterna i den akvatiska miljön: Havet ska inte vara en plats som vi förorenar med våra utsläpp till den grad att vi inte vågar äta det som växer och lever där. Därför bör arbetet fortsätta med att minska utsläppen från maritim rekreation och båtutrustning, till exempel genom generell hastighetsbegränsning i skärgården, avgasrening, renare bränslen, införande av elmotorer samt gynna segling.

ENGLISH SUMMARY

Sweden's coast with its vast archipelagos, fjords and weather-protected sailing routes, offers fantastic conditions for recreational boating. Today there are about 850,000 leisure boats in Sweden, which is among the highest numbers in the world in terms of population, and most of these boats have engines powered by gasoline or diesel fuels.

In the coastal areas, the population increases tremendously during the summer. There, interim housing and maritime tourism are important for jobs and economic activity in the region, while the stress on the archipelago increases. The number of recreational boats is growing and so is the size of the engines. This leads to negative environmental effects such as increased congestion, more piers, berths and floating bridges, higher speeds, more exhaust fumes and noise, swell and beach erosion.

In addition, thousands of visiting boats come to our coasts from other areas during the summer months, which further increases the leisure boat traffic. Our weather-protected archipelagos with almost non-existent tides provide good conditions for leisure boat activities. The natural harbours are popular alternatives to urban harbours and marinas, as the legal right of public access makes it possible to anchor, moor and spend the night in a scenic archipelago.

The environment in the archipelago on the west coast due to boat activities and boat tourism differs from other areas in the world mainly due to the lack of tidal currents, and therefore, pollutants are enriched in sediments, plants and animals.

On the Swedish West coast, leisure boat activities, maritime recreation and boat tourism, together with the production and harvesting of seafood, such as mussels and oysters, are important socio-economic industries. At the same time most recreational boats emit exhaust fumes directly into the water, which contain a cocktail of toxic and environmentally harmful substances, including polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), which are a group of chemical compounds, several of which are toxic, carcinogenic and / or mutagenic. The exhaust gases also contain soot, unburned oils and fuels, fertilizing and acidifying nitrogen compounds as well as carbon monoxide and carbon dioxide.

An important issue in this context is, therefore; can or should these industries coexist in the archipelago, or is the aquaculture business endangered due to competition for space and through pollution?

In this study, we have addressed the following issues:

- Are recreational boat exhaust gases a significant source of PAHs in sediments, water, oysters and mussels?
- Do the PAH levels in sediments, water, oysters and mussels exceed any limit values for environmental classification or for food?
- How has the environmental impact of PAHs varied historically and what are the trends now?

The study focuses on the composition, distribution and concentrations of PAHs in two nearby areas in northern Bohuslän province with a large number of local and visiting leisure boats. As a model area, we have chosen the Grebbestad Village area with Grebbestad's urban port environment as a contrast to the relatively unexploited Sannäs fjord area.

Cages with mussels, oysters and passive samplers for water were for 6 weeks in the summers of 2016 and 2017 in the Grebbestad area and along the Sannäs fjord area, which were then analysed for PAHs. Sediment sampling was carried out in both areas and in mountain at high altitudes that only receive PAHs from atmospheric deposition. The intensity of boat traffic during the boating seasons 2016 and 2017 has been documented and linked to the content of PAHs in sediments, water, and oysters and mussels. We have made hydrographic observations of salinity, temperature and currents at several positions and calculated residence time for the surface water

As expected, boat traffic was greatest in Grebbestad with more than 40,000 visiting motorboats. Outside the Sannäs fjord, at the large tourist sea lanes, there were more than 20,000 boat passages, and inside the Sannäs fjord, the number was 7,000 and 10,000, depending on where in the fjord we counted.

In addition to recreational boat exhaust fumes, we have identified two other significant PAH sources. One is the supply of diffuse regional sources of long-distance polluted pollutants through atmospheric deposition, which dominate and characterize all environments throughout the region. Another source is local urban environments and ports. The combined contributions from various sources cause the presence of PAHs in sediments, water, oysters and mussels. To distinguish the recreational boats' contribution of PAHs from other sources, we have also used multivariate statistics. We included previously observed distributions of different PAHs in sediment and water from two type areas in North America, where it was proven that recreational boat engines are the dominant source of PAHs in water and sediment.

Our investigations show that the shallowest sediments in Grebbestad have up to 5 times higher levels of mainly heavier PAHs. Significantly elevated levels are also found in the sea lane route outside Tanumstrand just south of Grebbestad village, and in the outer part of the Sannäsfjord. At these places, boat traffic is most intense, which indicates that the elevated levels are due to recreational boat engines. This is confirmed by statistical pattern analysis which shows that in places with heavy boat traffic it is most similar to the composition of PAHs from the American type-area Lake Superior.

The mussels and oysters that were placed in cages also contained elevated levels of PAHs where the traffic is intense. Here we see a difference between the Sannäs area and the Grebbestad area. In the port of Grebbestad, oysters and mussels have four to five times higher levels of PAHs in comparison with our reference station, which is not the case in the Sannäs area. Analyses show that the distribution of PAHs in mussels is similar to the distribution in the water, while the distribution in oysters is more similar to the sediments. This suggests that mussels and oysters do not accumulate PAHs in the same way.

Furthermore, our results show that the variation in concentration and composition of the PAHs in the surface water is not as great as in sediments, mussels and oysters. This can be explained by the fact that PAHs dissolved in water disperse efficiently while those bound to particles will settle to the bottom in the vicinity of emission sources. We can also see that the concentrations of PAHs in the water are higher where the leisure boat traffic is greatest, for example near Grebbstad harbour and inside the Sannäsfjord in connection with Sannäs Village and marinas. It can also be stated that the most common PAHs in the water where the recreational boats are most numerous correspond to those from the type-area in North America, which is also confirmed by the statistical pattern analysis.

To elucidate changes in PAH concentrations over time, we analysed PAHs in a 2 m long sediment core. The changes are large during the 180 years that the sediment core represents. During the middle of the 19th century, PAH concentrations were comparatively very low and then increased and culminated in the 1960s and 1970s. In comparison with these heavily polluted sediments, the concentrations in today's surface sediments are very modest. The historically very high concentrations with up to five times higher concentrations during the 1960s / 70s can mainly be linked to the higher atmospheric deposition of that time. It is interesting that the highest historical concentrations in the Sannäsfjord sediment are of the same order of magnitude as those in the modern, heavily polluted, urban Grebbestad inner harbour. The reduced PAH levels in the Sannäsfjord's youngest sediment are a result of many different factors at both local, regional and global levels.

Among other things, we have received more ambitious environmental legislation that has meant improved treatment techniques and, in total, lower emissions of environmentally damaging pollutants such as PAHs. Recently, however, the leisure boats PAH emissions have been added. Limit values for PAHs in sediments based on the EU water directive are exceeded in places with intensive boat traffic at Grebbestad, Tanumstrand and in the outer

part of the Sannäs fjord. On the other hand, the levels in mussels and oysters never exceeded limit values for food according to the National Food Administration or for aquatic biota according to the Swedish Maritime Administration.

Thus, in most archipelago areas, it can be assumed that oysters and mussels are not hazardous to health due to exhaust-related PAHs in the water mass. For precautionary reasons, however, harvesting and consumption of these at the busiest locations should be avoided. When it comes to sediment, the situation is somewhat different. Heavily contaminated sediments with a high content of toxic, carcinogenic or mutagenic PAHs can affect benthic fauna and, thus, spread further up the food chain to species for human consumption.

In summary, we can state that recreational boats and production and harvesting of seafood can coexist, but that there is reason to urge caution regarding increased use of boat traffic where petroleum products are used as fuel. It also urges for continued work to reduce pollution levels in the aquatic environment. The sea should not be a place that we pollute with our emissions to the extent that we do not dare to eat what grows and lives there. Therefore, work should continue to reduce emissions from maritime recreation and boat tourism, for example through general speed limits in the archipelago, better purification, cleaner fuels or the introduction of electric motors and promotion of sailing.

1 INTRODUKTION

Sveriges kust med vidsträckta skärgårdar, fjordar och väderskyddade segelleder, erbjuder fantastiska förhållanden för fritidsbåtliv. Idag finns uppskattningsvis mellan 800 000 och 900 000 fritidsbåtar i Sverige (Transportstyrelsen 2021), vilket är bland de högsta siffrorna i världen sett till befolkningens mängd. I Sveriges kustområden ökar befolkningen mångfald under sommaren. Båtturism och maritim rekreation utgör en betydande arbetsmarknad och inkomstkälla för regionerna samtidigt som det belastar skärgårdsmiljön. Fritidsbåtarnas antal och motorernas storlek ökar också stadigt och det har uppenbara negativa miljöeffekter genom högre hastigheter, större båtar, vågsvall och stranderosion och buller som kan påverka vattenmiljön och djurlivet, samt fler båtplatser i känsliga områden (Moksnes m.fl. 2019). I Bohuslän finns ett stort antal naturreservat, säl- och fågelskyddsområden, NATURA 2000-områden samt Sveriges hittills enda marina nationalpark. Här finns områden med mycket höga naturvärden och rena vatten, vilka har stor potential för akvakultur (skaldjur, fisk, alger). Här kan det uppstå konflikter mellan socioekonomiskt viktiga näringar som båtturism, rekreation, marina livsmedel och möjligheten att bevara orörd natur.

På Bohuskusten ökar fritidsbåtstrafiken under sommarmånaderna med tiotusentals, kanske hundra tusen båtar, inklusive båtturister, främst från Norge, men också från Danmark, Tyskland och Nederländerna. Våra väderskyddade skärgårdar med nästan obefintligt tidvatten ger goda förutsättningar för fritidsbåtaktiviteter men också möjligheten att låta fritidsbåtar tryggt ligga förtöjda vid bryggor under hela säsongen. Detta gäller också naturhamnar som genom allemansrätten ger alla rätt att ankra, förtöja och övernatta i naturskön skärgård. Idag täcks stora områden av bryggor och småbåtshamnar längs våra kuster och de fortsätter att öka i antal och areal. I hela Sverige (2016) beräknas ca. 11 440 ha eller 19 % av grunda bottnars totala yta vara påverkade av bryggor och förtöjda båtar; i Västra Götalandsregionen beräknades arealen av påverkade bottnar till ca. 2350 ha eller 28 % av den totala ytan av grunda bottnar (Moksnes m.fl. 2019).

De goda förutsättningarna för fritidsbåtaktiviteter och båtturism i våra kustvatten innebär också en stor sårbarhet genom spridning av föroreningar i miljön genom båtverksamheterna, i hamnar, marinor och i skärgården. Föroreningar sveps inte bort och ut till havs i samma omfattning som i många andra havsområden i världen, vilka saknar skärgård och har ett stort tidvattensutbyte. Hos oss anrikas föroreningar till stor del i sediment och biota i innerskärgårdarna. Detta beror på de väderskyddade lägena och avsaknaden av kraftigt tidvatten vilket håller vattenomsättningen i våra skärgårdar på jämförelsevis blygsamma nivåer.

De flesta motoriserade fritidsbåtar (bensin och dieseldrivna) släpper ut avgaserna direkt i vattnet. Utombordare släpper vanligen ut avgaser under vattnet genom propellercentrum. Vattnet fungerar då som ljuddämpare och avgaserna finfördelas till småbubblor med stor

yta mot omgivningen. Inombordsmotorer släpper vanligen ut avgaserna i vattenlinjen tillsammans med kylvatten. Fritidsbåtarnas avgaser innehåller en cocktail av ett stort antal PAH:er (polycykliska aromatiska kolväten), sot, oförbrända oljor och drivmedel, gödande och försurande kväveföreningar samt kolmonoxid och koldioxid.

I Sverige fiskas blåmusslor och ostron, så kallade tvåskaliga blötdjur, kommersiellt. Biomassan av de vilda bestånden är dock begränsad så en odlingsverksamhet bedrivs parallellt. De större mängderna som odlas består av kravmärkt odlad blåmussla från västkusten. Tvåskaliga blötdjur har positiva miljöeffekter i områden med övergödning då de livnär sig på främst små växtplankton genom att filtrera vattnet. Det finns möjlighet att odla blåmusslor i Östersjön men de blir inte större än 3 cm och verksamheten i Sverige är i princip begränsad till Bohuslän. Ostron fiskas i begränsad omfattning och odling av platta ostron har startats upp i mindre skala. Det kupiga stillahavsostronet (*Magallana gigas*), även känt som japanskt jätteostron, som är en av världens mest odlade sjömatprodukter, har spritt sig till våra vatten, vilket möjliggör ett utökat fiske. Detta ostron är dock ej tillåtet att odla då det är en invasiv art.

Akvakultur i Sverige består av ett 20-tal aktörer som odlar och fiskar med några dominerande företag. Den växer dock då det också finns potential för odling av nya arter av djur och växter. Produktionsvolymerna för Bohuslän (eg. Sverige) är dock relativt små i nuläget: 1750 ton blåmusslor, 95 ton, platta, europeiska ostron, 83 ton, kupiga ostron, samt mindre mängder av hjärtmussla och andra arter (Livsmedelsverket mailkonversation 2019). Intresset för algodling är på frammarsch men algerna filtrerar inte vatten på samma sätt som blötdjur vilket gör dem mindre känsliga för t.ex. PAH:er. Sjöpungrar, djur som filtrerar på liknande sätt som musslor, används numera även i Sverige för konsumtionsändamål och 2019 skördades 11 ton. Flera företag är dock diversifierade med affärsmodeller där skaldjuren är del av en besöksupplevelse.

Inom vår studie har vi fokuserat på just PAH:ernas påverkan på musslor och ostron som livsmedel, men i ett vidare perspektiv kan man förstås även koppla föroreningarnas påverkan till andra störningar på den marina miljön som t.ex. på ekosystemtjänster, nedsatt produktivitet och reproduktion hos organismer, minskad motståndskraft mot annan stress och minskad genetisk diversitet då vissa delar av populationer kan vara mer känsliga och därmed slås ut.

Det finns vidare genom ekotoxikologiska undersökningar och experiment, kunskaper om t.ex. PAH:ers effekt på sedimentlevande organismer. Detta utnyttjas för upprättande av effektbaserade gränsvärden som också jämförs med fältobservationer från naturliga sediment. Syftet med dessa gränsvärden är därför att skydda bottenlevande organismer mot kronisk toxicitet som uppstår genom förhöjda halter av förorenande ämnen i miljön (Wernersson m.fl. 2014; Miljödirektoratet 2018; HVMFS, 2019).

1.1 PROBLEMSTÄLLNING

Längs vår kust utgör fritidsbåtsverksamheter, maritim rekreation och båtuturism tillsammans med produktion och skörd av sjömat, viktiga socioekonomiska näringar. Motoriserade fritidsbåtar uppträder under sommarmånaderna i mycket stora antal och avgaserna bubblas orenade direkt i vattnet. Dessa innehåller en cocktail av ett flertal föroreningsämnen, däribland PAH:er (polycykliska aromatiska föreningar). Många av dessa är toxiska, cancerogena och/eller mutagena. Här finns risk för att de respektive näringarna kan äventyra eller begränsa varandras möjligheter till utkomst och utveckling liksom försämra havs- och naturmiljön. En viktig fråga i detta sammanhang är därför om dessa näringar kan samsas i skärgården eller om de äventyras genom fysisk konkurrens om plats eller på grund av föroreningar?

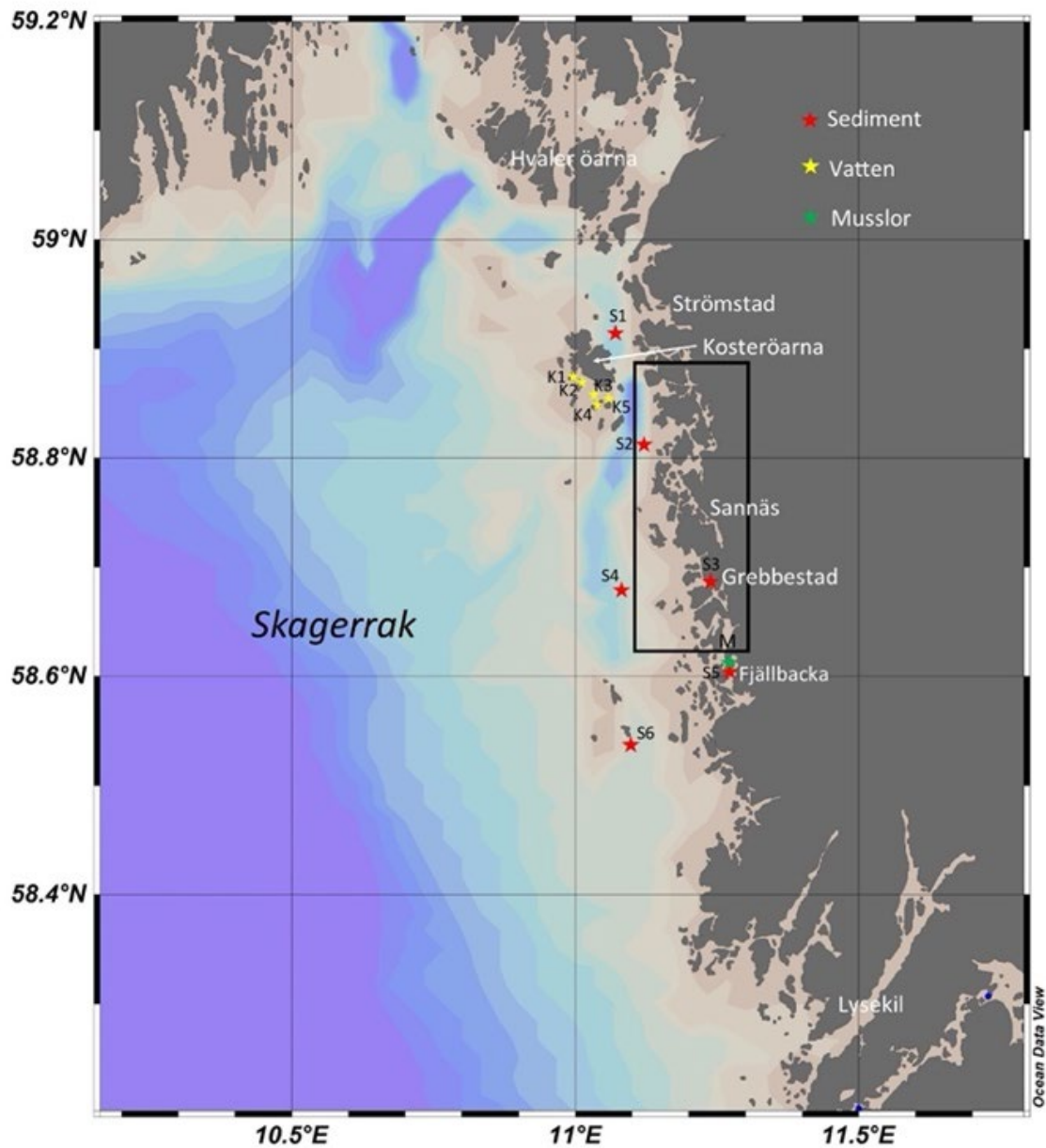
I den här studien har vi adresserat följande frågeställningar:

- Är fritidsbåtars avgaser en signifikant källa till PAH:er i sediment, vatten, ostron och blåmusslor?
- Överskrider PAH-halterna i sediment, vatten, blåmussla och ostron några gränsvärden för miljöklassning eller för livsmedel?
- Hur har miljöbelastningen av PAH:er varierat historiskt och hur ser trenderna ut nu?

I föreliggande studie har vi fokuserat på utbredning, mängd och sammansättning av avgasrelaterade PAH:er inom två närliggande geografiska områden i norra Bohuslän (fig. 1 och 2). Grebbestadsområdet präglas av en urban hamnmiljö medan Sannäs fjordsområdet är mer oexploaterat. Gemensamt för de båda är att de har en stor lokal och besökande fritidsbåtflotta.

PAH:ernas påverkan på de marina livsmedlen ostron och blåmusslor, liksom sediment och vatten har undersökts i relation till fritidsbåtstrafikens omfattning under semester/turistsäsongen.

Vanligen undersöks ett begränsat antal PAH:er vid miljöundersökningar, vi redovisar här fler och inkluderar även metylerade PAH:er. I sedimenten belyser vi förekomsten av PAH:er spatialt men också historiskt. Vi har även undersökt bergsgölar högt över havsnivån för att spåra signaturen för atmosfärsnedfallet. På strategiska platser har vi också placerat ut hydrografisk mätutrustning (ADCP) för strömmätning. Där har också variationer i salt och temperatur i vattenpelaren mätts med en CTD-sond varvid vattenomsättningen har kunnat beräknas.



Figur 1.
 Översiktskarta över västkustens norra del från Lysekil i söder till Hvaleröarna i norr. Det som är inramat i svart motsvarar den större kartbilden i fig. 2, som visar undersökningsområdet. På kartan visas också provtagningsstationer för PAH:er i sediment, vatten och musslor från andra undersökningar i närområdet vilka används till jämförelser med data från denna studie. SGU-stationer indikeras med röda stjärnor; SPMD-stationer i Kosterområdet (Egardt m.fl. 2018) indikeras med gula stjärnor; grön stjärna indikerar en monitoringstation för PAH-bestämningar i musslor (Naturhistoriska Riksmuseet).

1.2 PROJEKTBAKGRUND

I Sannäs fjorden i norra Bohuslän, i nära anslutning till Kosters nationalpark, genomfördes 2008-2012 en miljöstudie (Nordberg m.fl. 2012) och i samband med studien anlades en reningsanläggning i Sannäs marina. Anläggningen utgjordes av en spolplatta och ett reningsverk för omhändertagande av antifoulingfärger vid spolning av fritidsbåtars båtbottnar.

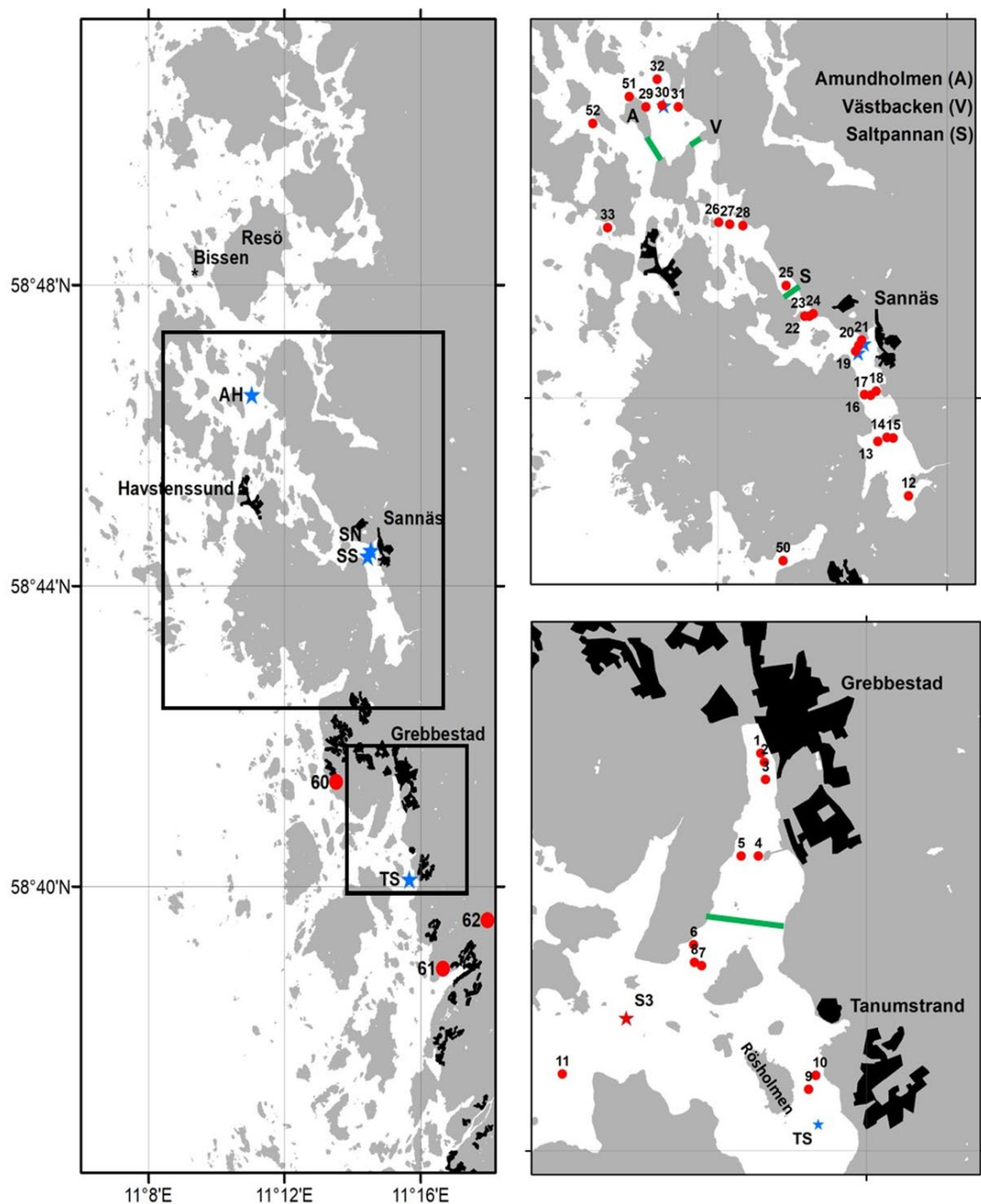
Studiens fokus låg på spridning och fördelning av tungmetaller och organiska miljögifter till sedimenten, men det utfördes också hydrografiska mätningar för att dokumentera strömförhållanden, skiktning och syrgasförhållanden i fjorden (Johansson 2010; Nordberg m.fl. 2012; Ödalen 2012; Robijn 2015; Björk m.fl. 2017; Nordberg m.fl. 2017).

Vid undersökningen av sedimentens innehåll av metaller visade sig det förväntade resultatet, att förhöjda halter av metaller såsom koppar och tenn (i form av tributyltenn, TBT) uppträdde i direkt anslutning till båtupptagningsplatsen men avklingade snabbt utåt mot djupare vatten (Nordberg m.fl. 2012, Moksnes m.fl. 2019).

I fjordens djupbassäng var halterna, som förväntat också förhöjda då det i denna typ av ackumulationsbotten ansamlas stora mängder finsediment till vilka metaller och organiska miljögifter sorberas. PAH:er, som är en grupp av organiska miljögifter, visade däremot på ett annorlunda men tydligt mönster med en successiv ökning utåt i fjorden mot fjordmynningen och avklingande ut mot öppet hav.

Detta spridningsmönster skiljde sig markant från andra organiska miljögifter såsom polyklorerade bifenylter (PCB), hexaklorbensen (HCB), lindan (HCH), klordaner, diklordifenyltrikloretan (DDT) och tributyltenn (TBT) vilka förekom mest i anslutning till samhället Sannäs och i fjordens djupbassäng (Nordberg m.fl. 2012). Detta antyder att den huvudsakliga källan för PAH:erna skiljde sig från de andra föroreningarnas källor.

En möjlig förklaring var att PAH-halterna var relaterade till fördelningen av fritidsbåtars förtöjningsplatser och framförande utmed fjordens utsträckning. Dessa resultat blev motiveringen till den här studien.



Figur 2.

Karta över undersökningsområdet. Blå stjärnor visar positioner för strömmätningar, där förkortningarna är; Amundholmen AH, Sannäs nord SN, Sannäs syd SS, och Tanumstrand TS. Röda fyllda cirklar på vänstra kartan visar positioner för provtagning av gytta/torv i mindre vattensamlingar uppe på bergsplatåer. Numrerade röda prickkar i havet på förstoringarna t.h. visar positioner för provtagningar av hydrografi, sediment, musslor, ostron och vatten (med SPMD) (se Tabell 1 för fullständig information och fig. 35). Röd stjärna visar en av SGU:s sedimentstationer i fig. 1. Gröna linjer markerar siktlinjer där antalet passerande båtar har räknats från observationsposter på land.

1.3 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

En viktig målsättning inom föreliggande studie är att identifiera spåren av fritidsbåtars avgaser i havet genom en kartläggning av PAH:er i de marina och maritima miljöerna.

Vi har studerat två närliggande geografiska områden som modellområden med olika förutsättningar. Grebbestad har hamn med en mer urban prägel medan Sannäs saknar motsvarande miljö och infrastruktur, sånär som på en stor fritidsbåtflotta och verksamheter inom produktion av marina livsmedel (fig.2). I båda dessa områden samsas åretruntboende med fritidsboenden, maritim turism och rekreation.

1.3.1 Sannäsfjordområdet

Sannäsfjorden är en tröskelfjord i ett relativt oexploaterat område i norra Bohuslän och ingår i ett större Natura 2000-område som gränsar till Kosterhavets nationalpark (fig.1). Fjorden har naturliga och odlade populationer av ostron som skördas och säljs över hela landet. Sannäsfjorden hyser också en stor lokal fritidsbåtflotta liksom rikligt med besökande båtar och utsätts därmed för intensiv båttrafik under sommarmånaderna. Fjorden saknar kringliggande urbana miljöer och industrier och är inte nämnvärt påverkad av rökgaser eller oljeprodukter från t.ex. parkeringar, asfalterade ytor, bilvägar eller oljespill i ytterskärgården och Nordsjön eller internationell sjöfart. Denna fjord är därför väl lämpad för att studera föroreningssignaler från fritidsbåtstrafik.

Längs hela Sannäsfjorden finns idag ca 500 båtplatser (samma antal som i hamnen i Grebbestad), tillfälliga besökare oräknade. Somrarnas besökande till naturhamnar i Sannäsfjorden uppskattar vi till ca 2000-3000 båtnätter.

1.3.2 Grebbestadsområdet

Endast 7 km från Sannäsfjorden ligger Grebbestad och Tanumstrand, med samma klimat och liknande väderförhållanden och marint liv, men med en betydande urban och maritim påverkan. Grebbestad ligger i en relativt väderskyddad skärgård med hamnen i en vik (fig.2). Här är båttrafikintensiteten mycket hög med både fritids- och yrkessjöfart och öppnare skärgårdsförhållanden råder, vilket mer liknar de större båthamnarna på Bohuskusten liksom i övriga Sverige och Norden.

Grebbestads hamn speglar effekten av en urban miljö med 500 fritidsbåtplatser (mer information i sektion 5.2.2). Dessutom registreras 7 000–8 000 besöksnätter av fritidsbåtar, av vilka mer än 50 % var norska båtar enligt Gästhamnsbolaget Västs statistik (2017).

Här finns också 12 lokala fiskefartyg och annan yrkessjöfart, två sjömackar för bunkring av diesel och bensen, intensiv biltrafik, asfalterade vägar och parkeringsplatser, båtupptagning med spolplats och båtuppställningsplatser, vilka alla bidrar till föroreningarna i hamnen. Grebbestad har sedan 1800-talet varit en hamn för sjöfart och fiske och sedan 1970-talet också en viktig hamn för fritidsbåtar och båtturism.

1.3.3 Allmän beskrivning av områdets hydrografi

De hydrografiska förhållandena längs den norra delen av svenska Västkusten, som gränsar mot Skagerrak, är i hög grad påverkade av vatten med relativt låg salthalt som ursprungligen kommer från den stora reservoaren av brackvatten i Östersjön. Detta vatten flödar norrut genom Kattegatt och ofta vidare upp längs svenska västkusten i formen av en kustström med låg salthalt i ytlagret. Salthalten i ytlagret är väsentligt lägre jämfört med den typiska oceaniska salthalten i Skagerraks djupvatten, vilket härrör från Nordatlanten.

Då kustströmmen är starkt påverkad av vinden blir förhållandena nära kusten mycket variabla med stora variationer i den vertikala salthaltfördelningen. Dessa variationer i salthalt påverkar också starkt förhållandena i skärgårdsområdena när vattenmassor av olika salthalt transporteras in och ut från skärgården och bidrar till ett vattenutbyte med öppna havet. I många kustområden runt om i världen är i stället tidvatten den dominerande mekanismen och som ger ett mycket effektivt vattenutbyte, men så är normalt inte fallet längs svenska västkusten där tidvattenhöjden endast är ca 20-30 cm. Vattenståndsvariationerna längs vår kust domineras främst av lufttrycksvariationer vilket inte har någon stor påverkan på vattenutbyten eftersom dessa sker på längre tidskalor.

2 POLYCYKLISKA AROMATISKA FÖRENINGAR

Polycykliska aromatiska föreningar (polycyclic aromatic compounds, PAC) är ett samlingsnamn för en grupp av ämnen där PAH:er (polycykliska aromatiska kolväten) ingår. PAH:er bildas när organiska material hettas upp eller förbränns ofullständigt. PAH:er finns också naturligt i fossila bränslen och kan dessutom bildas vid nedbrytning av organiskt material i naturen. Olika typer av PAH:er finns spridda i naturen varav vissa är svårnedbrytbara (persistenta) och därmed stannar i miljön under mycket lång tid.

PAH:er är organiska molekyler som består av två till tio bensenringar (sexkolsringar). Det finns flera hundra olika PAH:er vilka har väsentligt olika kemiska och fysikaliska egenskaper (Tabell A1 i Appendix). Egenskaper som styr deras fördelning i miljön är i första hand fettlöslighet, vattenlöslighet samt flyktighet. Graden av fettlöslighet uppskattas ofta genom att använda fördelningskonstanten mellan oktanol och vatten för ett givet ämne ($\log K_{ow}$). Flyktigheten beräknas genom kännedom om ångtryck och vattenlöslighet. De lättare PAH:erna (2-4 bensenringar) är flyktigare än de tyngre; med ökad molekylvikt minskar flyktigheten. Även vattenlösligheten minskar med ökad molekylvikt, vilket gör att hydrofobiciteten och $\log K_{ow}$ ökar. Det här är avgörande faktorer för hur PAH:erna fördelar sig i miljön. De lätta PAH:erna kommer i större utsträckning återfinnas i vatten och luft, och de tyngre, hydrofoba PAH:erna fäster på partiklar och kommer i en vattenmiljö främst att återfinnas i sedimenten.

Halveringstiden varierar beroende på vilken matris (luft, vatten, sediment eller biota) PAH:erna befinner sig i. Studier visar att halveringstiden för PAH:er med låg molekylvikt är dagar i luft (atmosfären), veckor i vatten och ungefär ett år i sediment (Mackay och Callcott, 1997). De tyngre PAH:erna har längre halveringstid, veckor i atmosfär, månader i vatten men ungefär samma som de lätta PAH:erna i sediment, nämligen år. De tyngre PAH:erna är alltså mer persistenta. De tyngre anses också mer toxiska och cancerogena än de lättare (Patel m.fl. 2020).

Under de senaste 20 åren har andra PAH:er än de 16 vanligen bestämda PAH:erna uppmärksammas som viktiga för den toxicitet som uppmäts med olika PAH-blandningar (Neff m.fl. 2005, Lundstedt m.fl. 2007, Geier m.fl. 2018). I samband med källspårning av petroleumprodukter och förbränningsavgaser, där även avgaser från fritidsbåtar inkluderas, används ofta PAH:er med metylgrupper (metylerade PAH:er, Me-PAH) (Neff m.fl. 2005; Cerne m.fl. 2008; Rice m.fl. 2008; Stogiannidis och Laane 2015).

Baserat på denna kunskap är det nu allmänt känt att fler än de så kallade ”16 EPA-PAH:erna” behöver tas i beaktning vid analys och bedömningar av PAH:ers påverkan på miljön för att få en bättre bild av föroreningssituationen. Inom detta arbete är resultat och tolkningar i huvudsak baserade på 15 standard-PAH:er samt 6 metylerade PAH:er. (se Appendix, Tabell A1)

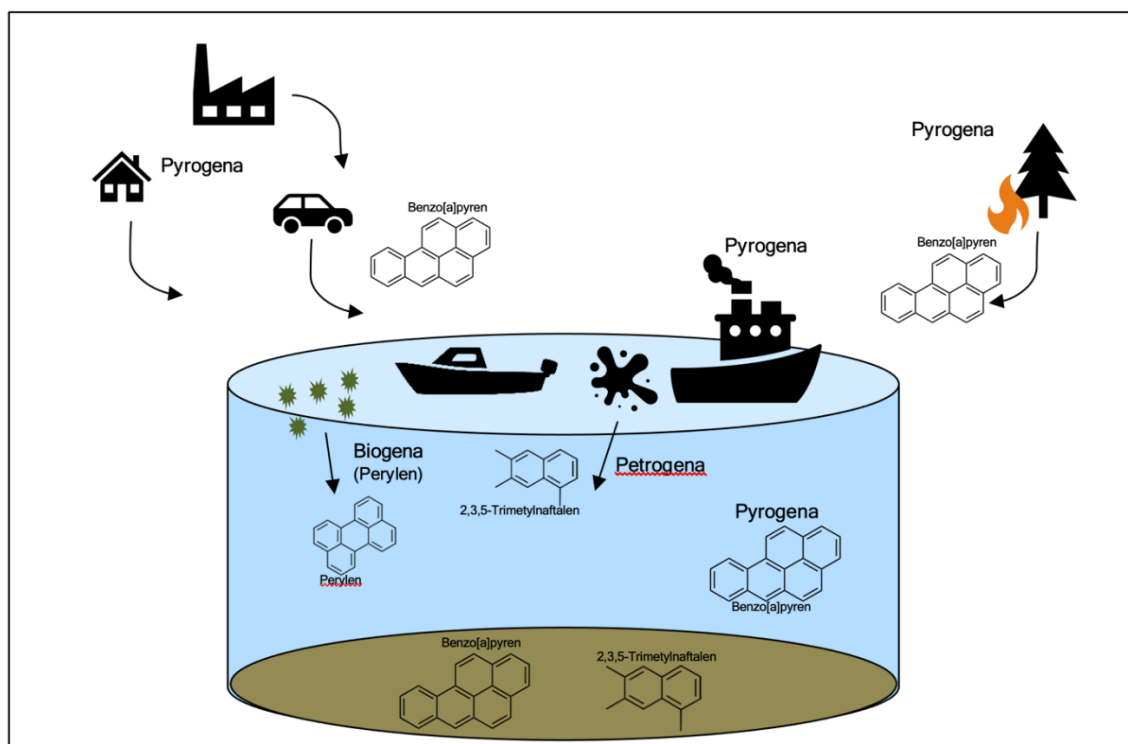
2.1 KÄLLOR TILL PAH:ER I NATUREN

PAH:er klassas utifrån sitt ursprung som pyrogena, petrogena eller biogena (Stogiannidis och Laane, 2015).

Pyrogena PAH:er bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material och bränslen/drivmedel (fig.3). I denna grupp ingår fluoranten, pyren, bens[a]antracen, krysen, bensofluorantener, benso[e]pyren, benso[a]pyren, indeno[1,2,3-cd]pyren, di-benso[a,h]antracen och benso[g,h,i]perylen (Boistov m.fl. 2013). Petrogena PAH:er är naturliga komponenter i kol, råolja, diesel och bensin.

Petrogena PAH:er är naftalen, fenantren och de metylerade varianterna av dessa (Boistov m.fl. 2013).

Biogena PAH:er, nästan uteslutande perylen, är en naturlig nedbrytningsprodukt från organiskt material. Det är emellertid inte så att de PAH:er som klassas som pyrogena enbart uppkommer vid ofullständig förbränning, utan de kan även förekomma i fossila bränslen och likaså kan de PAH:er som klassas som petrogena även bildas vid förbränning.



Figur 3.
Schematisk bild av olika föroreningskällor för PAH, som visualiserar källorna för PAH av pyrogent, petrogent och biogent ursprung.

En ”typisk” råolja kan innehålla mellan 0,2 och 7 % PAH:er (Neff m.fl. 2005). Raffineradpetroleum, bensin och diesel, innehåller samma PAH:er som råolja samt små mängder PAH:er som bildas under katalytisk krackning och andra förädlingsprocesser (Neff m.fl. 1994; Stout m.fl. 2002a). Bensin innehåller vanligtvis mest naftalen och metylerade naftalener (Neff m.fl. 2005) och diesel kan innehålla större PAH:er med upp till 4 ringar som t.ex fluoranten (Neff m.fl. 2005) Generellt sett är de metylerade PAH:erna mer förekommande än den ursprungliga PAH-varianten i bensin (Sporstøl m.fl. 1983; Stout m.fl. 2002), uppemot 93% av PAH:erna i bensin och diesel kan utgöras av alkylerade former.

Den huvudsakliga källan till PAH:er med tre eller fler aromatiska ringar i naturen är förbränning av organiskt material (Neff 1979). PAH:erna som släpps ut via förbränning i motorer finns i både gasfas och bundna till partiklar. Det är främst de lätta PAH:erna som finns i gasfas medan de tyngre PAH:erna binds till partiklar.

Som tidigare nämnts bildas pyrogena PAH:er vid ofullständig förbränning. Av de källor till PAH i luft som finns i Sverige är det flera källor som är framträdande och bidrar, t.ex. småskalig uppvärmning, främst vedeldning, industriell verksamhet och inrikes transporter, produktanvändning, jordbruk och industri (<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/PAH-utslapp-till-luft/>). Halter i luft skiljer sig kraftigt åt mellan olika platser. Medelhalter av PAH i stadsmiljö kan vara så höga som 10–100 ng/m³ (Menichini 1992), medan halterna vid bakgrundsstationer, långt från mänskliga aktiviteter (t.ex. Råö observatoriet ca. 30 km söder om Göteborg på svenska västkusten) ligger kring 0,3–3 ng/m³. Halterna av PAH i luften är högst under vinterhalvåret då uppvärmningsbehovet är som störst (Anttila m.fl. 2016).

Spridningen från källan beror på många olika faktorer. En är hur lång uppehållstiden är i atmosfären, och den varierar som nämnts ovan från några timmar upp till några dagar. Det gör att spridningen av PAH:er från utsläppskällan kan vara både lokal och regional.

Studier visar att atmosfärsdeposition generellt är den största källan till PAH:er i akvatiska miljöer (Li m.fl. 2019). När PAH:erna hamnat i ytvattnet kommer de att fördelas mellan vatten, luft och sediment (se sektion 2.2 nedan). Suspenderade partiklar i vattenmassan med adsorberade PAH:er är viktiga för transport av PAH:er i den akvatiska miljön.

Förorenade sediment kan också bli en sekundär källa till PAH:er i vattnet, dvs. att PAH:er som lagrats i sedimenten genom t.ex resuspension återigen kan nå vattenmassan och påverka vattenlevande organismer under en lång tid (Li m.fl. 2015; Harris m.fl. 2011).

Avrinning från landtytor via bäckar, åar, älvar har också betydelse för transport av PAH:er till vattenmiljöer (Li m.fl. 2019). Det har också visat sig att oförbränd bensin/diesel återfinns i luft och därmed kan bidra till PAH-mängderna som återfinns i vattenmiljön om än till en mindre del (Cetin m.fl. 2018).

2.2 FÖRDELNING OCH NEDBRYTNING AV PAH:ER I LUFT, VATTEN OCH SEDIMENT

Baserat på PAH:ernas fysikaliska och kemiska egenskaper, såsom vattenlöslighet, fettlöslighet och ångtryck, kommer PAH:erna att fördela sig mellan luft, vatten och sediment. Transportprocesserna och biotillgängligheten (om föreningen kan tas upp av biota, t ex fisk och skaldjur) är bland annat beroende av PAH:ernas fettlöslighet samt om de är bundna till partikulärt material eller är fritt lösta i vattnet. De ämnen som binder till partiklar associerar till det organiska materialet på partiklarna. Det är välkänt att sorptionen till sediment ökar med andelen organiskt kol. Andra faktorer som inverkar på sorptionen är innehållet av sotpartiklar, sedimentens struktur, textur, lermineralinnehåll m.m. (Tsapakis m.fl. 2003; Ghosh och Hawthorne 2010).

Förekomsten och fördelningen av PAH:er i de olika matriserna är beroende av olika omlagrings- och nedbrytningsprocesser. I luft reagerar PAH:er med ozon och kväveoxider (Ravindra m.fl. 2008) och kan också påverkas av fotokemisk nedbrytning vilket också sker i den övre vattenpelaren. Biologisk omlagring/nedbrytning är den huvudsakliga processen i sedimentet, men förekommer också i viss utsträckning i vattenpelaren (Yim m.fl. 2011; Tobiszewski och Namiesnik 2012). Den biologiska nedbrytningen orsakas av mikrobiell aktivitet. Man har tidigare ansett att den mikrobiella nedbrytningen bara sker i närvaro av syre (Kennish 1997; Lundström 2009), men studier har visat att nedbrytning också sker under anoxiska, dvs. syrefria, förhållanden (Meckenstock m.fl. 2016). PAH:er kan också avdunsta från vatten, och från försök med 2-taktmotorer utförda av Bannan m.fl (2008) beräknades en halveringstid för PAH:er genom avdunstning till 9 dagar.

Generellt gäller att partikelbundna PAH:er inte bryts ner lika lätt som PAH:er lösta i vatten eller flyktiga ämnen i atmosfären. Biotillgängligheten varierar framför allt med hur starkt bundna de enskilda PAH:erna är till partiklar. Sediment med lågt organiskt innehåll medför att PAH:erna blir mer biotillgängliga (Knezovich m.fl. 1987). Pyrogena PAH:er i sediment, speciellt om de är bundna till sot, är ofta mer persistenta, mindre rörliga och biotillgängliga, och därmed mindre toxiska jämfört med petrogena PAH:er (Farrington och Westall 1986; Pastorok m.fl. 1994; Gustafsson m.fl. 1997) vars kemiska och fysikaliska egenskaper gör att de befinner sig mer i vattenfasen.

2.3 UTSLÄPP AV PAH:ER FRÅN FRITIDSBÅTSMOTORER

I Sverige finns för närvarande ca 560 000 fritidsbåtar med motor varav ca 40 % är utrustade med inombordsmotorer och ca 47 % har 2-takts eller 4-takts utombordsmotorer. Inombordsmotorerna utgörs främst av dieselmotorer (24 %) men det finns också 2-takts och 4-takts bensenmotorer (ca 15 %) (Lagerqvist m.fl. 2021). De båtmotorer som används på mindre fritidsbåtar är 2-takts (ca 24 %) och 4-takts (ca 23 %) utombordsmotorer. Två-taktsmotorerna utgörs av äldre typer med förgasare (ca 18 %) och moderna med direktinsprutning (ca 6 %).

Dessa typer av motorer släpper dels ut oförbränd bensin direkt i vattnet (främst äldre 2-taktare) och bubblar ner avgaser i vattnet vilka bildats vid förbränningen av bensinen. Utsläppen av PAH:er från 4-takts utombordsmotorerna är betydligt lägre jämfört med 2-taktarna (Kado m.fl. 2000; Kelly 2004). Moderna 2-takts motorer med direktinsprutning har väsentligt lägre bränsleförbrukning och utsläpp av kolväten än äldre förgasarmotorer (Lagerqvist m.fl. 2021) vilket minskar utsläppen av PAH:er.

Det finns dock inga systematiska studier på hur PAH-utsläppen varierar mellan äldre och nyare tvåtaktare. Generellt är det en stor fördel att använda alkylatbensin jämfört med standardbensin eftersom alkylatbensinen ger väsentligt lägre utsläpp av PAH:er (Cerne m.fl. 2008). Det sker en successiv utfasning av äldre 2-taktare med förgasare. Andelen av denna motortyp har sjunkit från ca 44 % år 2004 till 18 % år 2020 (Båtlivsundersökningen 2020). Under samma period har 4-taktarna ökat från 11,5 % till 23 %. Det bör dock noteras här att moderna, nya fyrtaktsmotorer vanligen är betydligt större och mer motorstarka än de äldre tvåtaktsmotorerna. Detta har till följd att bränsleförbrukningen totalt blir mycket högre och därmed också utsläppen av orenade avgaser till havsmiljön.

Utsläppen från dieselmotorer är mycket lägre än från 2-takts utombordare med rapporterade värden på 10-20 mg PAH per liter diesel jämfört med 2,3 g PAH per liter bensin för en 2-takts utombordare (Cerne m.fl. 2008).

2.4 UPPTAG AV PAH:ER I MUSSLOR OCH OSTRON

Tvåskaliga blötdjur där blåmusslor och ostron ingår är en divers gruppering av arter som har stor betydelse för ekologi och födokedjor. De levererar många ekosystemtjänster till människan och har betydelse för kretslopp och ekosystemets resiliens.

Blåmusslor (*Mytilus edulis*) och europeiska platta ostron (*Ostrea edulis*) är filtrerare och lever på alger, djur och bakterier i vattenmassan. Blåmusslor antas filtrera partiklar ner till ca 4 µm diameter med stor upptagningseffektivitet. Under 4 µm avtar effektiviteten relativt snabbt. Ostron filtrerar ner till ca 6-7 µm på liknande sätt (Risgaard 1988). Blåmusslor och europeiska ostron benämns här efter som musslor och ostron om inget annat anges.

Musslor och ostron valdes som undersökningsdjur av flera anledningar. De är naturligt förekommande i miljön och utsatta för den vattenkvalitet som råder på platsen. Samtidigt är de viktig marin föda för andra djur, för direkt humankonsumtion och som bas för fiske och vattenbruksverksamhet. De har också i flera andra studier och kontrollprogram fungerat som biomarkörer för vattenkvalitet och miljöstatus.

Då båda arterna är filtrerare kommer de partikelbundna föroreningar som finns i miljön tas upp och synas i undersökningar av djuren. Utmaningar med att använda djur för att

undersöka halterna i miljön är att nedbrytningshastigheter i djuren varierar med olika faktorer och att de kan avbryta filtreringen om de utsätts för vissa stimuli (Magnusson och Hammar, 2015). Dessutom kan halterna i djuren påverkas av deras lek (González-Fernández m.fl. 2016). I Bohuslän släpper musslor sina könsprodukter (ägg och spermier) i samband med leken i maj-juni beroende på temperatur medan platta ostron gör det senare på säsongen, oftast juli-augusti, vid högre vattentemperaturer. Biotillgängligheten av PAH:er kan också variera avsevärt.

2.5 HISTORISK UTBREDNING AV PAH:ER

För att kunna sätta in spridning och förekomst av PAH:er i havsmiljön i ett historiskt perspektiv, kan sedimentkärnor från goda ackumulationsbottnar utgöra ett användbart verktyg och miljöarkiv. Vanligen är detta den enda tillgängliga möjligheten att studera den historiska utvecklingen på de flesta platser i världen då lokala och ofta även regionala kontinuerliga och uthålliga miljöundersökningar är väldigt ovanliga. PAH:er är en sådan grupp av föroreningar som i stort saknar historisk dokumentation i havsmiljön. En egenskap som gör det möjligt att i havet utföra retrospektiva studier är att PAH:erna i vattenmassan sorberas på partiklar (främst de fettlösliga) vilka sedimenterar och ackumuleras på botten där de kontinuerligt överlagras av mer sediment och därför bildar och bygger upp ett historiskt miljöarkiv.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 PROVTAGNING

3.1.1 Översikt

I projektet har vi under 4 år (2016-2019) samlat in totalt 345 prover. PAH-prover från flera olika matriser ingår i projektet; sediment, vatten och biota (musslor/ostron) har insamlats i Sannäsfjordsområdet och i Grebbestad med omnejd. Av de 345 proverna var 73 st sedimentprover (ytsediment och sedimentkärnor) (tagna 2016 - 2018), 47 st vattenprover (tagna 2017-2019), 120 st musselprover (tagna 2016-2017) samt 95 st ostronprover (tagna 2016-2017). I appendix redovisas analysresultaten dessa i Tabell A2-A11.

Vi har inom studien upprättat en referensstation i ytterskärgården väster om Havstenssund (Stn. 33, se fig. 2) där alla här undersökta matriser ingick. Beroende på avsaknaden av en större och därför mindre väderkänslig arbetsbåt kunde inte fler referensstationer i yttersta skärgården upprättas. När det gäller sediment kan i viss mån SGU:s stationer S1-S6 (fig. 1) användas som referens. Dessa är inte optimala då metylerade PAH:er inte ingår och proverna är tagna flera år innan denna studie påbörjades.

Som komplement till sedimentproverna togs 2018 tio prover i gyttja och torv i tre olika gölar i närliggande och obebyggda bergstrakter med i huvudsak kalt berg.

Den högst belägna stationen, belägen 60 möh, Stn. 62, är förmodligen den plats som bäst speglar atmosfärsnedfallet i våra undersökningsområden och kan därmed också utgöra en referensstation för atmosfärsnedfall.

I figur 2 (s. 21) och tabell 1 på nästa sida presenteras alla mätstationer tillsammans med den utförda provtagningen på respektive station:

Tabell 1. Översikt av provtagningsstationer för PAH:er i sediment, musslor, ostron och vatten mellan 2016 och 2019. År ges med de två sista siffrorna i årtalet. Notera att vattendjupen är angivna i intervall pga. lagstiftning om spridande av batymetriska data.

Stationsnummer	Lat. (gr.)	Latitud (minuter)	Lon. (gr.)	Longitud (minuter)	Vattendjup (m)	Sediment (år)	Musslor (år)	Ostron (år)	SPMD (år)	Kommentar
1	58	41,370	11	15,294	0-3	16				
2	58	41,340	11	15,318	3-5	16				
3	58	41,280	11	15,324	3-5	16				
4	58	41,016	11	15,276	5-10		16, 17	16, 17	17	
5	58	41,016	11	15,162	3-5	17	17	17	17	
6	58	40,710	11	14,844	5-10	16	16, 17	16, 17	17	
7	58	40,638	11	14,898	10-15		17	17	17	
8	58	40,650	11	14,850	10-15	17	17	17	17	
9	58	40,212	11	15,612	5-10	16, 18	16, 17	16, 17	17	Lång kärna 2018
10	58	40,260	11	15,660	5-10	17	17	17	17	
11	58	40,266	11	13,968	15-20	18				Lång kärna 2018
12	58	43,146	11	15,330	0-3	17	17	17		Hämtplats ostron och provtagning
13	58	43,620	11	14,796	5-10	17	17		17	
14	58	46,770	11	10,950	5-10	16	16, 17	16, 17	17	
15	58	43,650	11	15,060	5-10	17	17		17	
16	58	44,028	11	14,562	5-10	16	16, 17	16	17	
17	58	44,022	11	14,670	5-10	16, 17	16, 17	16, 17	17	
18	58	44,058	11	14,766	5-10	16	16, 17	16	17	
19	58	44,406	11	14,406	5-10	17	17		17	
20	58	44,454	11	14,460	5-10	17	17	17	17	
21	58	44,502	11	14,514	5-10	17	17		17	
22	58	44,712	11	13,518	10-15	16	16, 17	16	17	
23	58	44,712	11	13,602	10-15	16	16, 17	16, 17	17, 18, 19	
24	58	44,730	11	13,668	5-10	17	16, 17	16	17	
25	58	44,976	11	13,194	25-30	17, 18				Lång kärna 2018
26	58	45,528	11	12,018	10-15	16	16, 17	16	17	
27	58	45,510	11	12,210	15-20	16, 17	16, 17	16, 17	17	
28	58	45,498	11	12,438	10-15	16	16, 17	16	17	
29	58	46,530	11	10,746	10-15	17	17	17	17	
30	58	46,542	11	11,028	20-25		17	17	17	
31	58	46,530	11	11,310	15-20	16	16, 17	16, 17	17	
32	58	46,770	11	10,944	25-30	16				
33	58	45,480	11	10,080	5-10	17	17	17	17	
50	58	42,582	11	13,140	-		16	16		Hämtplats ostron och musslor
51	58	46,386	11	9,822	-		17			Hämtplats musslor
60	58	41,388	11	13,530	-	18				Landgyttja Sövall 20 möh
61	58	38,904	11	16,668	-	18				Landgyttja Kämpersvik 30 möh
62	58	39,546	11	17,976	-	18				Landgytt. Vette Myersberget 60 möh

3.1.2 Sedimentprovtagning

I Sannäs fjorden och Grebbestadsområdet samlades sedimentprover in i augusti och september 2016, 2017 och i september 2018 (fig.4). Provtagningarna ägde rum från forskningsfartygen R/V Skagerak (Göteborgs univ.), R/V Nereus (Göteborgs univ. 2016 och 2017) och R/V Trygve Braarud (Oslo univ. 2018). Kartan i figur 2 visar samtliga sedimentprovtagningsstationer inom undersökningsområdet. Alla positionsuppgifter redovisas i Tabell 1, jämte provtagningsår. Totalt inhämtades sedimentprover från 33 marina stationer med finkorniga ackumulationsbottnar.

Provtagningsstationerna är i de flesta fall placerade längs transekter (i längs- och tvärprofiler) från den inre delen av Sannäs fjorden till området väl utanför fjordens mynning (fig.2). På liknande sätt har stationerna valts i Grebbestadsområdet. Provtagning utfördes också på tre landstationer i obebyggda bergsområden kring Grebbestad, där permanent vattenfyllda sänkor och gölar med vitmossa (*Sphagnum*-torv.) eller gyttjiga bottnar påträffas. Dessa tre stationer provtogs den 28 juni 2018, med hjälp av plexiglasrör, med en rörinnerdiameter av 50 mm. Proverna togs av överytan, 0-2 cm.

Vid insamlingen av de marina sedimentkärnorna användes en Gemini corer (Niemistö 1974) (fig.4), med en maxlängd av 700 mm (plexiglas) och innerdiameter på 80 mm. Av dessa togs endast de översta 10 mm ut för analyser. Övriga kärnan okulärbesiktades som en kvalitetskontroll. Längre kärnor (max 3 m) togs med ett gravitationslod med foderrör av polyeten med en rördiameter av 75 mm. Dessa kärnor togs för att undersöka den historiska utbredningen av kol, metaller och PAH:er i sedimenten. På dessa stationer togs också Geminikärnor för att erhålla en lagerföljd med en intakt sedimentöveryta då denna vanligen skadas vid provtagning med stora och tunga sedimentlod. Dessa Geminikärnor analyserades också för att korreleras och sammanfogas med de långa kärnorna för att därmed erhålla en komplett lagerföljd.

De längre kärnorna provtogs med uttag av 1 cm tjocka sedimentprover på utvalda djup längs med hela kärnlängden. Dessa prover placerades i burkar/flaskor på motsvarande sätt som ytproverna. Prover överfördes till polyetenburkar för analyser av metall, kol (C) och kväve (N), respektive glasburkar/glasflaskor för PAH-analyser. Proverna frystes in och frystorkades och förvarades torra i väntan på kemiska analyser. Alla prover vägdes innan och efter frystorkningen för att bestämma vattenhalten.



Figur 4.

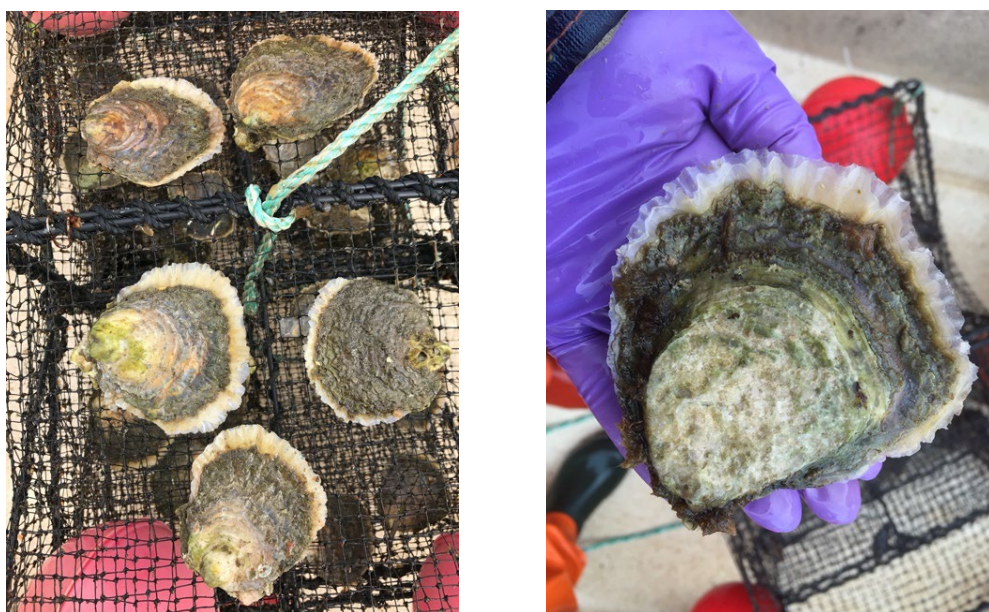
För sedimentprovtagning användes en Gemini-corer (ovan till vänster) för högkvalitetsprover med intakt sedimentöveryta. Provtagaren är ca 120 cm hög och ger en sedimentkärna med max längd 70 cm.

På bilden till höger visas en Gravity-corer dvs ett graviationslod. Den sjunker ned i sedimenten av sin egen tyngd och provtar då en sedimentkärna på runt två meter. Denna används här för att undersöka den temporala utbredningen av PAH:er i sedimenten samt för datering och bestämning av ackumulationshastigheten på platsen.

På nedersta bilden den provtagna bergsgölen vid Sövall, nära Grebbestad (Stn. 60).

3.1.3 Provtagning musslor och ostron

Under somrarna 2016 placerades 14 burar ut med europeiska, platta ostron (*Ostrea edulis*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*) i längs- och tvärprofiler i Sannäsfjordens utsträckning och i Grebbestadsområdet, inklusive hamnen (fig.2). Sommaren 2017 utökades antalet burstationer till totalt 27 st. Bland dessa 27 burar var alla laddade med blåmusslor men med något färre med ostron (17 st) då tillgången var något lägre sommaren 2017. I burarna placerades 30 musslor och 30 ostron under provsäsongerna. Överlevnaden i burarna var god båda åren och endast ett fåtal individer dog. Flertalet individer växte snabbt och föreföll mycket vitala och välmående (fig.5).



Figur 5.
Ostron och musslor placerades i tvåvåningsburar. Dödligheten var mycket låg och speciellt ostronen tillväxte snabbt.

Tillstånd för utplacering av musslor och ostron erhöles från Länsstyrelsen i Västra Götaland. Burarna placerades ut i månadsskiftet juni/juli och hämtades in och skördades för analyser två veckor in i augusti, dvs. efter båtsäsongens kulmen.

Under sommaren rengjordes burar och musslor/ostron från påväxt av blåmusselyngel, sjöpungar, havstulpaner och alger en gång per vecka (fig.6). På burarna fästes fyra hårda garnblåsor/flöten som höll buren på ett djup av 3 m under vattenytan. Djupet valdes för att slippa påsegling och för att det är ett relativt normalt djup för både vilda och odlade ostron liksom blåmusslor. Burarna var förankrade med ett 12 kg ankare.

På ytan markerades burstationen med ett väl synligt flöte märkt med namn, telefonnummer, Göteborgs universitet samt Länsstyrelsens försöks-ID.



*Figur 6.
Burarna rengjordes varje vecka. Algpåväxt, havstulpaner, sjöpunngar och blåmusselyngel
borstades bort och eventuella strandkrabbor, kammaneter och sjöstjärnor rensades bort.*

Den 20 juni 2016 inköptes 900 ostron och blåmusslor genom Bröderna Klemmings Dykhjälp, vilka sattes ut i burar 21-22 juni. Ostronen kom från deras plockningsområden i Tanums kommun. Blåmusslorna kom från Edsviken, Station 50 (fig.2). Frystorkning gjordes på nyplockade ostron och musslor vilka sedan förvarades torra i tättslutande flaskor tills de analyserades tillsammans med de som burförvarats under försöksperioden.

Musslor och ostron som burförvarades på stationerna i undersökningsområdena insamlades 15-17 augusti. Då samlades det också på nytt in ostron från originalväxtplatsen vilka analyserades för PAH:er tillsammans med de övriga ostronen och musslorna. Några musslor analyserades dock inte från ursprungsväxtplatsen i augusti 2016. De ostron och musslor som stod ute i burar över provsäsongen poolades med ca 30 individer av varje art och fördelades i två flaskor vardera (duplikat) och frystes, dvs. totalt cirka 15 musslor och 15 ostron per flaska (fig.7). Dessa frystorkades innan de skickades för bestämning av PAH:er vid Kemiska institutionen, Umeå universitet.

Till försöksomgången 2017 plockades med tillstånd från Naturvårdsverket ostron, i den innersta delen av Sannäsfjorden (Stn. 12). Ett 30-tal av dessa analyserades utan burförvaring som tidigare år för att få en uppfattning om koncentrationen av PAH:er från växtplatsen. Dessa prover togs i april, juni och augusti. De ostron som sattes ut i burar, plockades från växtplatsen 27-29 juni. Blåmusslorna som användes 2017 plockades vid samma tid och skänktes av Ingela Hansson. Dessa kom från hennes odling norr om Havstensund, på västsidan om ön Ystholmen, Station 51 (fig.2).

Både musslor och ostron analyserades för PAH:er från växtplatserna vid utsättningen av burar 30 juni och 1 juli samt vid avslutningen av burförvaringen 15-17 augusti. Proverna poolades med ca 30 individer av varje art och fördelades i tre flaskor vardera (triplikat),

totalt cirka 10 musslor och 10 ostron per flaska. Samtliga mussel- och ostronprover frystes och frystorkades innan de kort därefter skickades för PAH-analys vid Kemiska institutionen på Umeå universitet.



Figur 7. Mussel- och ostronkött poolades och placerades i tre flaskor vardera, frystes och frystorkades innan analys på miljökemiska laboriet vid Umeå universitet.

3.1.4 Provtagning vatten

PAH-halterna i vatten undersöktes under somrarna 2017, 2018 och 2019 genom att använda passiva provtagare av typen Semi-Permeable Membrane Device (SPMD). SPMD-provtagarna var engångsprovtagare (PS Organic) som består av ett plastmembran som är fyllt med triolin där föroreningarna ackumuleras. Före och efter provtagningen förvarades SPMD-provtagarna i frys (-30°C) fram till frystransport till extraktion och upparbetning på Kemiska institutionen, Umeå universitet.

Sommaren 2017 bestyckades samtliga burar även med SPMD-provtagare i Sannäs- och Grebbestadsområdena. Provtagarna fästes med buntband på buren som flöt på 3 m vattendjup (fig.8). De ersattes med en ny efter 3 veckor så att totalt två provtagare användes per station under försöksperioden. Dessa två provtagare analyserades som ett sammanslaget prov vilket gav PAH-innehållet för hela undersökningsperioden på respektive station.



*Figur 8.
SPMD-provtagare innehållande membran. Dessa sattes fast på linan 25cm ovanför burarna för att mäta PAH-halterna i vattnet.*

Somrarna 2018 och 2019 upprättades en separat mätstation (Stn. 23) för enbart mätning av PAH:er i vattnet med SPMD-provtagare och veckovisa CTD-mätningar av salt, temperatur och syre (O₂). Här sträckte vi ut mätsäsongen för att fånga in fritidsbåtsignalen under högsäsongen i juli-augusti. År 2018 placerades två provtagare ut på 3 resp. 1 m vattendjup. Under sommaren 2019 placerades provtagare ut på enbart 1 m vattendjup. SPMD-provtagarna byttes liksom 2017 mot nya var tredje vecka. Åren 2018 och 2019 analyserades alla prover från respektive treveckorsperiod separat.

3.1.5 Hydrografi

Mätningar av salthalt och temperatur gjordes på ett antal positioner och tidpunkter under åren 2016-2019 (se tabell 2 för positioner och provtagningsdatum). Instrumentet som användes var en handhållen CTD av märket SeaBird SBE19. Strömmätningar med ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) utfördes på en position 2016 belägen inne i Sannäs-fjorden, fyra positioner under 2017 (tre platser i Sannäsområdet och en position i närheten av Grebbestad), tre positioner 2018 i Sannäsområdet och en position 2019 inne i Sannäs-fjorden (se Tabell 3). Instrumenten som användes var två Nortek Aquadop på 2 Mhz och två Teledyne Marine RDI workhorse med frekvensen 600 kHz respektive 1200 kHz.

Strömmätarna monterades på träfundament som sedan placerades på havsbotten. I denna rapport redovisas endast resultaten från strömmätningarna under 2017 då huvuddragen av resultaten liknar varandra mellan åren samt för att begränsa datavolymen och textmassan inom denna rapport.

Tabell 2. Positioner och tidpunkter för hydrografimätningarna med CTD 2016-2019. Se tabell 1 för stationspositioner.

Provtagning hydrografi med CTD 2016-2019				
Datum angivna som månad (1:a siffran) och dag (siffrorna 2-3)				
Station	Hydrografi 2016	Hydrografi 2017	Hydrografi 2018	Hydrografi 2019
12	709, 715, 722, 729		811, 819	
14	701, 709, 715, 722, 729			
17	701, 709, 715, 722, 729	712, 728, 802, 813	801, 807, 811, 819, 826, 831, 909, 916	
20	701, 715, 722, 729			
23	701, 709, 715, 722, 729		701, 709, 711, 715, 720, 723, 728, 801, 807, 811, 819, 826, 831, 909, 916	608, 616, 621, 630, 707, 710, 714, 717, 723, 725, 728, 802, 805, 809, 811, 816, 824, 901, 908
25	701, 709, 722, 729	712, 728, 802, 813	701, 709, 711, 715, 720, 723, 728, 801, 807, 811, 819, 826, 831, 909, 916	608, 616, 621, 630, 707, 710, 714, 717, 723, 725, 728, 802, 805, 809, 811, 816, 824, 901, 908
27		712, 728, 802, 813		
30	701, 709, 715, 722, 729	712, 728, 802, 813	701, 709, 711, 715, 720, 723, 728, 801, 807, 811, 819, 826, 831, 909, 916	
31	701			

Tabell 3. Datum, positioner och vattendjup för strömmätarna under somrarna 2016-2019. Notera att vattendjupen är angivna i intervall pga. lagstiftning om spridande av batymetriska data.

Startdatum	Slutdatum	Lat. [gr.]	Latitud [minuter]	Lon. [gr.]	Longitud [minuter]	Djup [m]	Instrument
2016-06-22	2016-08-29	58	44,01	11	14,724	5-10	Aquadop
2017-06-30	2017-08-17	58	44,502	11	14,484	5-10	Aquadop
2017-06-30	2017-08-17	58	44,394	11	14,442	5-10	Aquadop
2017-07-01	2017-08-17	58	46,542	11	11,046	20-25	RDI 600
2017-07-01	2017-08-17	58	40,092	11	15,678	5-10	RDI 1200
2018-06-27	2018-09-17	58	46,464	11	10,806	5-10	Aquadop
2018-06-27	2018-09-17	58	46,524	11	11,358	5-10	Aquadop
2018-06-27	2018-09-17	58	46,56	11	10,944	15-20	RDI600
2019-06-17	2019-09-11	58	44,454	11	14,46	10-15	Aquadop

3.2 ANALYSER

3.2.1 Totalt organiskt kol (TOC) och totalkväve (TN).

Vid bestämning av innehållet av totalt organiskt kol TOC och totalkväve TN homogeniserades det frystorkade provet i en agatmortel till ett fint pulver för att därefter vägas in i silverkapslar på en Cahn mikrobalsvåg. Kapslarna med sediment behandlades därefter i en saltsyraatmosfär (HCl) i en exsickator under två dygn för upplösning av karbonatinnehållet (kalk) i sedimenten.

Därefter placerades silverkapslarna i tennkapslar och förslöts. Det organiska innehållet bestämdes sedan i en Sercon 20-22 IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometer) kopplad till en GSL (Elemental analyser and gas purification module). Analyserna utfördes vid Institutionen för geovetenskaper (GVC), Göteborgs universitet (GU). Kol/kvävekvoter (C/N) beräknades också.

3.2.2 Metaller

Provberedningen inför metallbestämning utfördes enligt den svenska standardmetoden (SS 02 81 83), som är en vanligt förekommande metod i miljöstudier där sediment analyseras. Sedimentproven frystorkades och maximalt 1 g sediment vägdes för analys och placerades i en bor-silikatflaska. Tjugo ml 7 M HNO₃ (salpetersyra) sattes till sedimentprovet som lakades ur i en autoklav under 30 minuter i 120°C. Lakvattnet dekanterades sedan till ett 50 ml falckrör, varav 1 ml av lakvatten späddes med 24 ml utspätt kungsvatten. Proverna analyserades i en ICP-MS (Induktivt kopplad plasm spektrometri), Agilent 8800 ICP-MS Triple quad, vid Institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet.

Metallernas temporala utbredning i sedimentkärnor utgör också ett verktyg för att datera kärnans sediment, vilket är användbart för att beräkna ackumulationshastigheter på platsen (se nedan). I tidigare studier liksom inom detta arbete har vi daterat sedimentlagerföljder genom temporala metallkurvor från regionen, samt med hjälp av absoluta och relativa metoder, ¹⁴C, ²¹⁰Pb och ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb (Robijn 2012; Nordberg och Robijn 2015; Polovodova Asteman m.fl. 2021).

3.2.3 Datering av sedimentkärnor

Åldersdateringen av en 180 cm lång sedimentkärna från station 25 från 2018, har huvudsakligen baserats på tungmetallkoncentrationerna och kvoten mellan blyisotoperna ²⁰⁶Pb och ²⁰⁷Pb i lagerföljden. Dessa har sedan korrelerats med metallanalyser, ¹⁴C-analyser, ²¹⁰Pb analyser och ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb kvoter från tidigare arbeten på en lång kärna från samma

position i Sannäsfjorden (Robijn 2012; Nordberg och Robijn 2015). En ^{14}C -analys av ett musselskal (*Abra alba*) från vår kärna gav dock en allt för hög ålder, vilket tolkas som att vi analyserat ett omlagrat, äldre molluskskal. Därför uteslöts detta resultat och fokus lades helt på metallbestämningarna och korrelationer med den äldre studien från samma position 2012 (Robijn 2012).

I början av 1950-talet ökade utsläppen av främst kadmium och bly som ett resultat av införandet av konstgödsel i jordbruket och ökad användning av bly i bensinen. I sedimentkärnorna syns också tydligt vid vilka djup i lagerföljden de högsta halterna av koppar, zink, kadmium, bly och kvicksilver förekommer. De högsta halterna påträffas generellt i regionen och i södra Sverige ca 1975-1980. Kvoten mellan blyisotoperna ^{206}Pb och ^{207}Pb utgör också ett användbart dateringsverktyg då det indikerar användandet av blyad bensin. Bly importerat från i huvudsak Australien tillsattes i bensinen som ett antiknackningsmedel. Detta exotiska bly har en lägre $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvot än det bly som finns naturligt i vår berggrund och tillfördes bensinen med början runt 1925 men blyad bensin fasades ut på 1990-talet och förbjöds slutligen i Sverige 1995. Detta gav en påtaglig minskning av bly i miljön i relativt sen tid vilket kan utnyttjas som en tidsmarkör i sedimenten (Renberg m.fl. 2001).

Den beräknade medelackumulationshastighet för station 25 utifrån de utförda dateringarna av tidsmarkörer i kärnorna från stationen, är ca 10 mm/år men något lägre i den djupare delen av kärnan som följd av den naturliga sedimentkompaktionen.

De två andra långa gravitationslodskärnorna tagna i Grebbestadsområdet 2018, stationerna 9 och 11, visade sig efter analyser innehålla endast korta sekvenser av recenta sediment. Dessa unga sediment vilade direkt på betydligt äldre och mycket finkorniga holocena leror. Av detta skäl kunde inte dessa kärnor användas för att erhålla motsvarande utvecklingshistoriska sekvenser som den i station 25 från Sannäsfjordens djupbassäng. Denna företeelse är vanlig i bohuslänska skärgårdsområden. Djupa lagerföljder påträffas för det mesta endast i tröskelfjordsbassänger, t.ex i Gullmarsfjorden och Köljöfjorden (Nordberg m.fl. 2001; Polovodova Asteman m.fl. 2018) men också ute i Skagerrak på större vattendjup t.ex Polovodova Asteman m.fl. 2021).

3.2.4 PAH-bestämningar

Alla bestämda PAH:er, totalt 25, finns listade i Tabell A1 i Appendix. Av dessa 25 är 15 sådana PAH:er som vanligen refereras till som standard-PAH:er. Vi anger koncentrationer för individuella PAH:er och summor för standard-PAH:erna, ΣPAH_{15} , samt för de metylerade PAH:erna, MePAH_6 . För sedimenten och vatten (SPMD) är även summor för de olika metylerade PAH:erna bestämda (metylnaftalener, dimetylnaftalener, trimetylnaftalener, metylfenantrener/antracener och dimetylfenantrener/antracener).

3.2.4.1 Extraktion och upparbetning av sedimentprover

Sedimentproverna frystorkades före extraktion. 2 g sediment extraherades med en blandning av *n*-hexan och aceton (Lundstedt m.fl. 2000). Det erhållna extraktet koncentrerades till ca 1 ml *n*-hexan. Därefter applicerades extraktet på en kolonn packad med 5 g KOH-silikagel och med Na₂SO₄ överst. Kolonnen eluerades med 30 ml diklormetan. Eluatet koncentrerades med efterföljande lösningsmedelsbyte till ca 1 ml toluen (Arp m.fl. 2014).

3.2.4.2 Extraktion och upparbetning av musslor och ostron

Blåmusslor och platta, europeiska ostron frystorkades och finfördelades med en mixer före extraktion. Provmängden 5 g extraherades med en blandning av *n*-hexan och aceton (Lundstedt m.fl. 2000). Extraktet koncentrerades till ca 1 ml *n*-hexan. För 2016 års prover separerades fett (lipiderna) från PAH:er i extrakten med automatiserad GPC (gel permeation chromatography) med en blandning av *n*-hexan och etylacetat. Metoden bygger på separation baserat på molekylernas storlek (Blum m.fl. 2018). För 2017 års prover användes samma princip men gjordes manuellt med en öppen kolonn packad med bio-beads som eluerades med en blandning av *n*-hexan och etylacetat. För 2018 års prover användes Captiva EMR-Lipid-kolonner (Agilent) som eluerades med acetonitril. I båda fallen koncentrerades eluatet med efterföljande lösningsmedelsbyte till ca 1 ml toluen.

3.2.4.3 Extraktion och upparbetning av SPMD-provtagarna

SPMD-provtagarnas membran placerades i en öppen kolonn med kran fylld med 150 ml *n*-hexan. Extraktionen pågick under 3 dygn och under denna tid byttes lösningsmedlet ut 2 gånger, så totalt användes 450 ml *n*-hexan för extraktionen (Bergqvist m.fl. 1999). Extraktet koncentrerades till 1 ml *n*-hexan genom indunstning. Därefter applicerades extraktet på en kolonn packad med 5 g KOH-silikagel med Na₂SO₄ överst. Kolonnen eluerades med 30 ml diklormetan. Eluatet koncentrerades med efterföljande lösningsmedelsbyte till ca 1 ml toluen (Arp m.fl. 2014).

3.2.4.4 Analys av PAH:er

Innan extraktion tillsattes internstandard (IS) till proverna för att kompensera för eventuella förluster under upparbetningen av proverna. Denna innehöll deuterade varianter av PAH:er, dvs. PAH:er där väteatomerna hade ersatts med deuterat väte. Innan analys på ett högupplöst gaskromatografi-masspektrometrisystem (GC-HRMS, Waters Autospec Ultima) tillsattes en återvinningsstandard (recovery standard, RS) för att kunna beräkna eventuella förluster, även denna innehållande en deuterad PAH. IS tillsatta till proverna i

början av extraktionen var en PAH-IS-lösning (~ 35 ng/μL i toluen, innehållande [2H8]-naftalen, [2H8]-acenaftalen, [2H10]-acenaften, [2H10]-fluoren, [2H10]-fenantren och [2H10]-pyren). RS tillsatt till extrakten före den slutliga GC/HRMS-analysen var [2H10]-fluoranten (28 ng μL⁻¹ i toluen, 10 μL tillsatt). Återfinningsgraden varierade från 30 till 90 % i de olika proverna. IS och RS kommer från Cambridge Isotope Laboratories (Andover, MA, USA) och CDN Isotopes Inc. (Point-Claire, Quebec, Kanada). Detektionsgränsen (LOD) för PAH-bestämningarna var 0,1 ng per prov och kvantifieringsgränsen (LOQ) var 0,5 ng per prov. LOD för sediment var 0,05 ng/g torrsvikt och för musslor och ostron 0,04 ng/g torrsvikt. LOQ för sediment var 0,28 ng/g torrsvikt och för musslor och ostron 0,2 ng/g torrsvikt.

Ett laboratorieblankprov analyserades med varje uppsättning prover som extraherades samtidigt. Principen var att om laboratorieblanken innehåller större mängder av en PAH som motsvarar mer än 10 % av provmängderna, exkluderades resultaten för denna PAH. Mängden som hittades i laboratorieblankerna var alltid under 10 % av den mängd som hittades i motsvarande prover. Det enda undantaget var naftalen som därför exkluderades från ytterligare utvärderingar. Bland de metylerade PAH:erna har vi när det gäller sediment, exkluderat resultaten för 2,6-dimetylnaftalen på grund av kraftigt fluktuerande koncentrationer vilket vi saknar förklaring till.

3.2.4.5 Beräkning av PAH-koncentration i vatten baserat på SPMD-provtagning

Inom denna studie har vi dokumenterat både membrankoncentrationerna av PAH:er (ng/g) och halterna av PAH:er i vattenmassan (ng/l) där provtagningsinstrumentet placerades. Halterna av PAH:er i vattnet beräknades enligt nedan.

Vid jämvikt kan koncentrationen av en organisk förening löst i vatten, C_w (ng/L), uppskattas från massan av den förorening som absorberas av SPMD-provtagaren och den föroreningsspecifika fördelningskoefficienten mellan vattnet och triolinet (K_{PE}) i membranet som kan likställas med den föroreningsspecifika oktanol-vattenfördelningskoefficienten (K_{OW}). C_w beräknas under jämviktsförhållanden:

$$C_w = \frac{C_{PE}^{eq}}{K_{PE}} \quad (1)$$

där C_{PE}^{eq} (pg/kg triolein) är föroreningskoncentrationen sorberad av trioleinet vid jämvikt och jämviktskonstanten är K_{PE} (mol/kg triolin)/(mol/l_w).

Omgivande faktorer såsom vattenflöde, temperatur och påväxt på membranet kan påverka upptaget av ämnen. Dessa faktorer är platsspecifika och kan minska noggrannheten i uppskattningen av PAH-koncentrationerna i vattnet.

Här kompenseras för sådana fluktuationer genom att använda prestationsreferensföreningar (PRC). Dessa kan tillsättas till triolinet före utplacering för att bedöma (och vid

behov korrigera) omfattningen av uppnådd jämvikt (Adams m.fl. 2007) Den fraktionerade jämvikten (f) som uppnås av en PRC kan beräknas som (Fernandez m.fl. 2012):

$$f = 1 - \frac{C_{PRC}^t}{C_{PRC}^0} \quad (2)$$

där C_{PRC}^0 och C_{PRC}^t representerar koncentrationen av PRC före respektive efter provtagningen är klar.

C_{PE}^{eq} kan beräknas enligt:

$$C_{PE}^{eq} = \frac{C_{PE}^t}{f} \quad (3)$$

där C_{PE}^t är koncentrationen av föreningen efter provtagning.

Fraktionerad jämvikt i SPMD-provtagare: SPMD-provtagare närmar sig jämvikt med PAH:er i vatten under provtagningsperioden. Förluster av spikade PAH:er i SPMD-provtagaren användes för att bestämma den fraktionerade jämvikten (f). Det har tidigare visats att större molekyler diffunderar långsammare genom polymer- och vattengräns-skikten och tar längre tid att få jämvikt (Adams m.fl. 2007; Joyce 2015). Koncentrationerna av PAH:er lösta i vatten uppskattades från varje PAH:s koncentration i SPMD-provtagaren (C_{PE}^t) efter korrigering för f enligt ekv. (1) - (3).

3.3 BEDÖMNING AV SEDIMENTENS FÖRORENINGSNIVÅER

Metaller förekommer naturligt i sediment då de ingår i mineral och bergarter som vittrat och eroderats från berggrunden. I förindustriell tid förekom vanligen betydligt lägre halter i sedimenten än idag, vilka speglar det som brukar benämnas som bakgrundsvärden. I samband med mänskliga aktiviteter och industrialiseringen ökade spridningen och förekomsten av många ämnen, både metaller och organiska ämnen och blev så omfattande att de istället benämns som föroreningar. De ökade metallhalterna uppträder tydligast i anslutning till industrier, i urbana miljöer liksom i hamnar. Till hamnar räknar man också marinor och mindre fritidsbåthamnar vilka på västkusten inte sällan är kraftigt förorenade med metaller från antifoulingfärger som målats på båtbottnarna för att undvika påväxt (biofouling). Inom föreliggande studie fokuserar vi på PAH:er, men eftersom metallerna kan användas för dateringsändamål och samtidigt utgör en indikation på generell miljöbelastning redovisas resultaten av metallanalyserna i detta arbete som ett komplement till studiens huvudfokus.

Sedimentens halter av metaller och PAH:er har här klassats i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet i kust och hav (Naturvårdsverket, 1999 för metaller och Josefsson, 2017 för PAH:er). Dessa bedömningsgrunder illustrerar hur sedimentens halter förhåller sig till de halter som vanligtvis förekommer i sediment i Sverige.

Klassningen omfattar 5 klasser för metaller, där klass 1 (blå färg) motsvarar ingen/obetydlig avvikelse från jämförelsevärdet, dvs. avvikelse från den naturliga bakgrunden och klass 5 (röd färg) ett starkt påverkat område med mycket stor avvikelse från jämförelsevärdet av metallen. Klassningssystemet är liknande för organiska miljöföroreningar som PAH:er. Klass 1 är prover med halter som ligger under femte percentilen av de halter som generellt förekommer i svenska sediment, medan klass 5 omfattar prover som har halter över 95-percentilen. Gränsen mellan klass 2 och 3 går vid 25:e percentilen och mellan klass 3 och 4 vid 75-percentilen (för koncentrationsintervall, se sektion 4.4.2.2 och 4.4.7.1).

För en del ämnen finns det även toxikologiskt baserade gränsvärden som är satta utifrån hur giftigt ämnena i fråga är för sedimentlevande organismer. Sådana gränsvärden eller bedömningsgrunder finns för PAH:erna antracen och fluoranten och för metallerna kadmium, bly och koppar (HVMFS, 2020). Havs- och vattenmyndigheten har även tagit fram så kallade indikativa värden för en del ämnen i sediment (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Dessa värden baseras ofta på omräkningar från toxicitet för vattenlevande organismer istället för sedimentlevande organismer, och är därför inte lika säkra som gränsvärdena. De ska därför ses som en indikation på att halterna kan vara för höga och att uppföljning bör göras. För PAH:er finns det indikativa värden för naftalen, benso[a]pyren, benso[g,h,i]perylene, benso[b]fluoranten och benso[k]fluoranten, men värdet för benso[g,h,i]perylene bör ej användas då osäkerheten för detta värde är för hög (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Jämförelser mellan uppmätta halter och gränsvärden har därför gjorts för antracen, fluoranten, benso[a]pyren, benso[b]fluoranten och benso[k]fluoranten i denna rapport.

3.4 DIAGNOSTICERING AV PAH:ERS URSPRUNG

PAH:er och metylerade PAH:er finns naturligt i petroleumprodukter som bensin och diesel och i de gaser och restprodukter som bildas vid förbränning av drivmedel organiskt material. Förhållandet mellan olika PAH:er, s.k. diagnostiska kvoter, som finns i bensin/diesel och det som bildas vid förbränning kan nyttjas för att avgöra varifrån PAH:erna som observeras ute i naturen kommer från.

Kvoterna som används för att försöka identifiera en eller flera källor till PAH:er är baserade på de varierande mängderna av olika PAH:er eller på förhållandet mellan olika substituerade (metylerade) och icke-substituerade PAH:er. PAH:er med samma molekylvikt och liknande fysikalisk-kemiska egenskaper jämförs för att undvika skillnader i nedbrytning och egenskaper i naturen. Termodynamiskt stabilare föreningar förekommer i högre grad i källor utsatta för högre temperatur (dvs. pyrogena källor) än källor med lågtempererade processer (dvs. petrogena källor). Exempelvis är fenantren mer termodynamiskt stabil än antracen (samma molekylvikt), och därför finns det i allmänhet mer fenantren än antracen i pyrogena källor än i petrogena källor (Boll m.fl. 2015). Samma princip gäller

förhållandet mellan krysen och benso[a]antracen. Även förhållandet mellan fluoranten och pyren kan ge värdefull information om källan till PAH:erna och är lämpade att använda för att identifiera om källan är oförbränd petroleum, förbränning av petroleum eller förbränning av trä och kol (Tam m.fl. 2001; Yunker m.fl. 2002; Otto m.fl. 2015). Om metylerade PAH:er förekommer är det en indikation på att källan är petroleumbaserad (Yunker m.fl. 2002). De diagnostiska kvoter som används i denna studie visas i tabell 4 nedan.

Tabell 4. Kvoter som används för att identifiera källor, antingen petrogena, pyrogena eller en blandning av petrogena och pyrogena källor. Gränserna för när kvoten indikerar de olika källorna baseras på kvoter från olika källor (Yunker m.fl. 2002; 2012).

Kvoter	Petrogena källor	Blandade källor	Pyrogena källor
Fenantren/(Fenantren + metylfenantren)	<0.5	<0.5	
Fluoranten/(Fluoranten+pyren)	<0.4	0.4-0.5	>0.5
Antracen/(Fenantren+antracen)	<0.1		>0.1
Bens[a]Antracen/(Bens[a]Antracen +krysen)	<0.2	0.2-0.35	>0.35
Indeno[1,2,3-cd]Pyren/(Benso[ghi]Pyren+ indeno[1,2,3-cd]Pyren)	<0.2	0.2-0.5	>0.5

Diagnostiska kvoter som metod för källspårning medför vissa svårigheter bland annat på grund av variation av PAH:er inom samma källa. (Galarneau, 2008). Vissa studier tar inte hänsyn till nedbrytning vid källspårning av PAH:er, eftersom det föreslås att PAH:erna inte genomgår ytterligare nedbrytning vid depositionen (Page m.fl.1999; Tobiszewski och Namiesnik 2012; Wang m.fl. 2013). Biologisk nedbrytning kan förändra förhållandet som rådde vid källan och påverka resultatet av det diagnostiska förhållandet. På grund av denna potentiella försämring har användningen av diagnostiska kvoter kritiserats (Tobiszewski och Namiesnik 2012). Det är därför viktigt att inte bara förlita sig på en, utan på flera olika verktyg när man undersöker källorna till PAH. Metoder som att undersöka diagnostiska kvoter bör av dessa skäl användas med stor försiktighet.

3.5 MULTIVARIATA STATISTISKA METODER OCH KORRELATIONS-KOEFFICIENTER

Principalkomponent analys (PCA) är en typ av multivariat statistik som på ett översiktligt sätt kan extrahera ut systematisk information i stora mängder komplexa data. PCA söker efter korrelationer mellan alla observerade variabler samtidigt och skapar en visuell bas för tolkning av dessa korrelationer.

Variationen i data undersöks genom att projicera data i en flerdimensionell rymd som spänner över variablerna och sedan anpassar en ny axel i en riktning som beskriver den

största variationen i data. Detta illustreras i ett diagram. Linjen som representerar den största variationen i data benämns den första huvudkomponenten (PC1), och den representerar den första axeln i ett nytt koordinatsystem. Den andra axeln, den andra principalkomponenten (PC2), projiceras ortogonalt till PC1 och visar den näst största variationen i data. I de flesta fall finns den relevanta informationen i de första 1-4 principalkomponenterna. PCA visualiseras med hjälp av ”score” (t-vektor) och ”loading”-vektorer (p-vektor). Ett diagram av ”score”-vektorer visualiserar sambandet mellan observationer, dvs i vårt fall likheter och skillnader hos alla prover vi inkluderat i analysen, i det nya koordinatsystemet. ”Loading”-vektorn i PCA beskriver korrelationen mellan principalkomponenter och de korrelerade variablerna. I vårt fall är det de individuella PAH:erna.

Hur bra en PCA-modell är beskrivs med två olika parametrar R^2 (förklaringsgraden) samt Q^2 (modellens prediktiva förmåga). Dessa parametrar bestäms genom korsvalidering. Generellt gäller att R^2 och Q^2 skall vara så högt som möjligt dvs nära 1, och att skillnaden mellan R^2 och Q^2 inte skall vara för stor. Alla beräkningar utfördes med SIMCA17 (Sartorius) och data var logaritmerade innan modellering eller UV-skalade.

Vi har också använt oss av korrelationskoefficienter (Pearsons korrelationskoefficient) mellan två variabler som har värdet 1 om variablerna är precis lika medan de får värdet 0 om de är okorrelerade.

3.6 BÅTRÄKNING

Under somrarna 2016 och 2017 räknades motordrivna båtar längs farlederna på tre olika stationer på land (fig.2) genom medverkan från elever och studenter från marinlinjen i Grebbestad och Göteborgs universitet. En station placerades i Grebbestad, med uppsikt över trafik till och från hamnen, och passerande trafik utanför hamnen. På samma sätt upprättades två stationer i anslutning till Sannäsfjorden.

En observationsplats placerades vid Västbacken vid fjordmynningen. Här täcktes den stora farleden mellan Havstenssund och Resö (farleden som ofta kallas ”Sjö-6:an” bland fritidsbåtsskeppare, vilket är en travestering på den kraftigt trafikerade Europaväg E6, inne på land) samt trafik in och ut ur Sannäsfjorden.

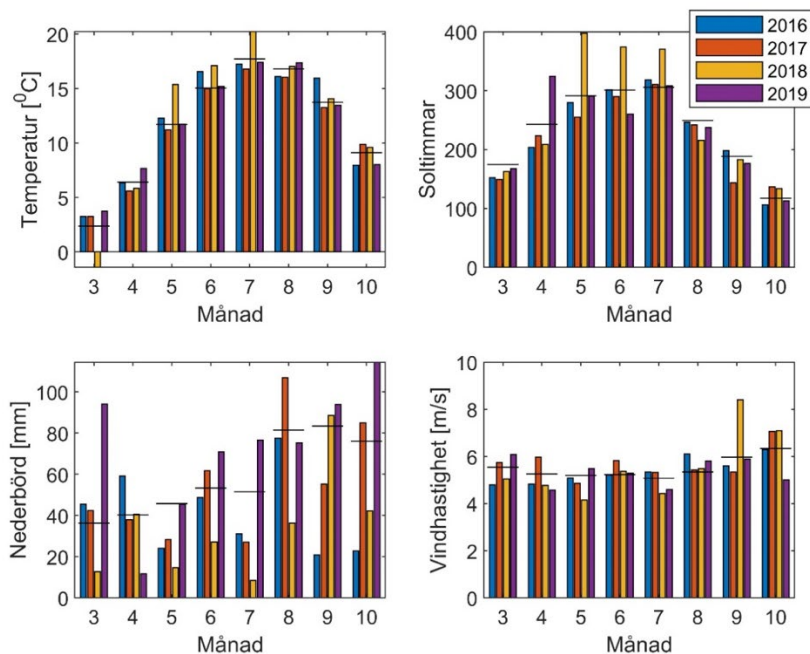
Vid djupbassängen, Saltpannan, innanför fjordtröskeln, räknades trafiken som gick in och ut i den inre delen av fjorden. Vid räkningen särskildes inombordare och utombordare. Det var emellertid inte möjligt att skilja på fyrtaktare och tvåtaktare. Vid varje dags båträkning dokumenterade väder och vind. Perioden för räkning var vanligen från kl. 9 på morgonen till kl 18.30 eller kl 19.00. Främst räknades båtar tisdag till lördag varje vecka. Under ett fåtal dagar räknades båtar under något färre timmar vilket har kompenserats för genom beräkna antalet båtar/timma under mätdagen och addera det antalet för varje utebliven timme.

4 RESULTAT

4.1 VÄDER OCH VIND UNDER SOMRARNÄ 2016-2019

Väder och vind har en stor påverkan på vattenomsättningen i undersökningsområdet både lokalt och regionalt men påverkar också nyttjandet av fritidsbåtar under sommarsäsongen. Meteorologiska aspekter är därför viktiga då väder och vind kan påverka resultaten inom denna studie. Meteorologiska data från Nordkoster har använts för att sätta in fältprogrammet i ett meteorologiskt perspektiv (fig.9). Jämfört med 10-årsmedelvärdet 2010-2019 var temperaturen under juni och juli 2-3 grader varmare 2018 på Nordkoster. Även juni 2016 var varmare än normalt. Övriga år och månader hade relativt normala temperaturer.

Antalet soltimmar var väsentligt fler under maj-juli 2018 jämfört med övriga år och nederbörden under 2018 var extremt liten med mindre än 10 mm i juli. Även under 2016 och 2017 var nederbörden låg i juli men 2019 var en regnig sommar med mer nederbörd än medelvärdet i juni och juli. Vindarna var relativt normala under juni och augusti för alla åren medan de var något svagare under juli 2018 och 2019. Sommaren 2018 utmärker sig med höga temperaturer, många soltimmar, lite nederbörd och svaga vindar.



Figur 9. Månadsmedelvärden av temperatur och vindhastighet samt totalt antal soltimmar och nederbörd för respektive månad baserade på meteorologiska data från SMHI:s mätstation på Nordkoster för åren 2016-2019. Horisontella linjer visar medelvärden baserade på perioden 2010-2019.

4.2 HYDROGRAFI OCH STRÖMNINGSMÖNSTER I UNDERSÖKNINGS- OMRÅDENA

För en kort sammanfattning av hydrografi och vattencirkulation i undersökningsområdena, se nedan i sektion 4.2.6.

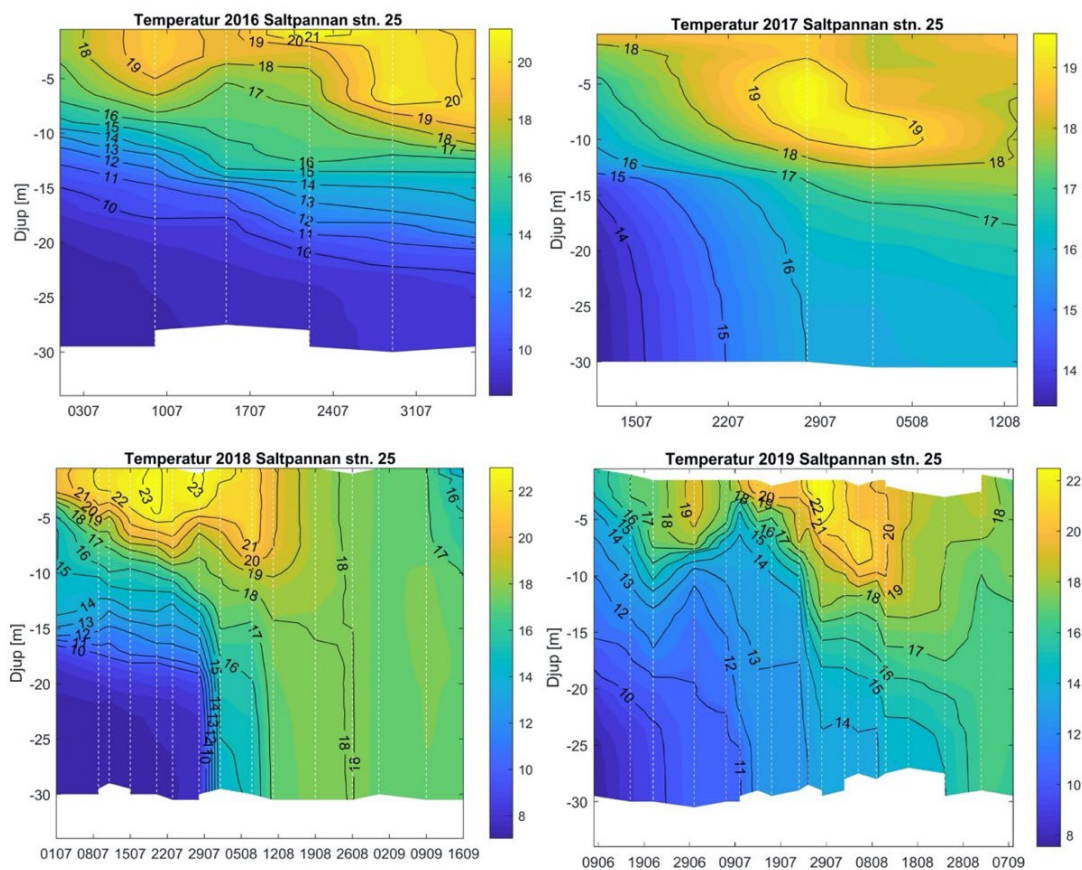
4.2.1 Allmän beskrivning av områdena och hydrografi

Målsättningen med de hydrografiska mätningarna var att ge en övergripande bild av temperaturfördelning, vattenutbyte och cirkulation i undersökningsområdena för att kunna sätta in observationerna av PAH:er i ett hydrografiskt sammanhang. Det norra undersökningsområdet (Sannäsområdet) inkluderar själva Sannäsfjorden samt området mellan Resö och Kalvön. Här finns en relativt vid (ca 350 m) och djup (ca 40 m) förbindelse mot havet mellan Resö och Kalvön som fortsätter som en djupränna i sydlig riktning ner mot mynningen av Sannäsfjorden. Denna ränna avbryts genom ett grundare område (ca 20 m) innan en lokal djup bassäng och rännan leder vidare en bit in i Sannäsfjorden. Sannäsfjorden har en grund tröskel på 8 m belägen ungefär halvvägs in i fjorden som utgör ett effektivt hinder för vattenutbyte i de inre djupare delarna av fjorden där maxdjupet är ca 30 m vid Saltpannan (Stn. 25). Det södra undersökningsområdet vid Grebbestad är mer öppet med flera breda och djupa sund mellan öarna ut mot havet.

4.4.2 Temperatur

Temperaturen i havets ytskikt följer huvudsakligen temperaturen i atmosfären fast med en viss eftersläpning p.g.a. den stora värmekapaciteten för vatten jämfört med luft. Det kan också uppstå lokala skillnader när kallare djupvatten förs upp till ytan i närheten av stränder där det råder frånlandsvind. Från fältsäsongerna somrarna 2016-2019 finns det ett flertal djupprofiler av temperatur och salthalt i Sannäsfjorden fast med olika tidsmellanrum. Dessa ger en översiktlig bild av temperaturförhållandena under respektive säsong (Fig 10). Som högst når temperaturen i ytskiktet upp till ca 22 °C vilket inträffade 2018 och 2019. Man bör dock ta hänsyn till de fåtaliga observationerna vissa år med endast fyra observationer under 2017 och sex under 2016 vilket betyder att temperaturen kan ha skiftat mellan observationstillfällena. Station 25 (djupbassängen, Saltpannan) ligger innanför den 8 m djupa fjordtröskeln. I det ofta stagnanta djupvattnet under tröskeldjupet ser man därför en relativt jämn temperaturökning under sommaren, orsakad av värmediffusion från det varmare ytskiktet. Ibland sker dock inflöden av nytt djupvatten vilket kan ses runt den 29/7 2018 när djupvattnet momentant blir betydligt varmare (fig.10). Den extremt varma sommaren 2018 avspeglas i förhöjda vattentemperaturer på 2-3 grader jämfört med 2019, då främst i början på sommaren.

Vattentemperaturen kan påverka koncentrationerna av PAH:er i ytvattnet då lösligheten minskar med ökad temperatur och man kan förvänta sig lägre koncentrationer vid högre vattentemperatur för samma belastning. Detta gäller främst för de flyktigare PAH:erna. De relativt modesta variationerna av temperaturen mellan åren har dock inte någon betydelsefull inverkan på halterna av PAH:er.



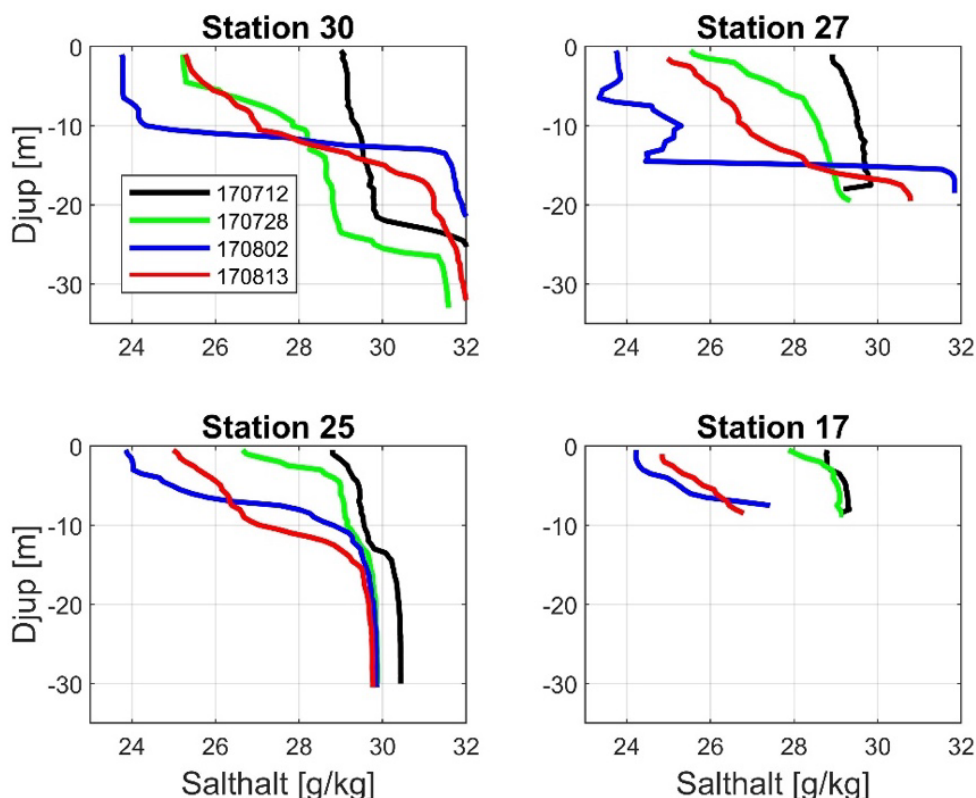
Figur 10.
 Observationer av temperatur vid Saltpannan, djupbassängen (Stn. 25) under sommaren åren 2016-2019. De vertikala streckade linjerna visar mättillfällena. Notera att det är betydligt färre mätningar 2016 och 2017 jämfört med 2018 och 2019.

4.2.3 Salthalt

Genom att mäta salthalterna på väl valda punkter kan vi få en uppfattning om vattenutbytet i våra undersökningsområden. Förändringarna av salthalten ute vid kusten fortplantas snabbt in i skärgårdsområdet utanför Sannäsfjorden och sen vidare in i själva fjorden. Figur 11 visar salthaltsobservationer från fyra tillfällen 2017 där man ser att det är stora skillnader i salthalt mellan observationerna.

Speciellt kan man notera skillnaden mellan 28/7 och 2/8, dvs. med endast 4 dagars mellanrum, vid station 30 utanför Sannäsfjorden där salthalten i ytan minskar med ca 2 g/kg och salthalten under ca 12 m ökar med ca 3 g/kg. En sådan förändring kan endast uppkomma av att vattnet i fjorden har ersatts av nya vattenmassor som kommit in från havet.

Man kan även se motsvarande förändring inne i Sannäsfjorden på stationerna 27, 25 och 17 fast bara i de ytligare delarna på station 25 eftersom tröskeln på ca 8 m in till den inre delen av Sannäsfjorden begränsar utbytet i de djupare delarna. Under perioden 28/7 och 2/8 2017 kan man därför räkna med att största delen av vattenmassan i fjordområdet, upp mot 70-80 %, har bytts ut mot vatten som kommit in från öppna Skagerrak.



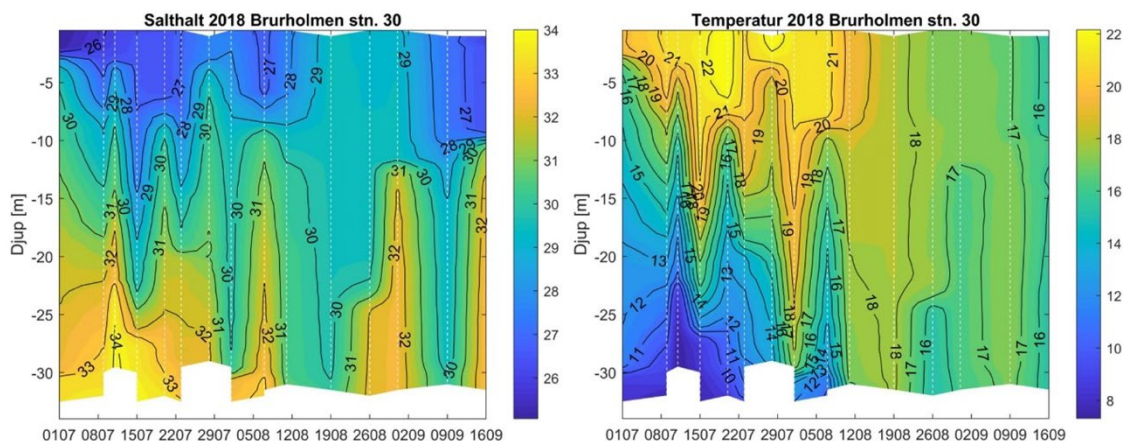
Figur 11. Observationer av salthalt på 4 stationer vid 4 tidpunkter under 2017. Se fig. 2 för positioner.

Från sommaren 2018 finns fler observationer som ger en mer detaljerad bild över variationerna i salthalt och som visar att det sker stora fluktuationer över bara några få dagars tidsmellanrum (fig.12). Möjligen hade man sett ännu kraftigare fluktuationer om mätningarna skett tätare i tiden. Notera att temperaturen på djupet också varierar mycket och i hög grad följer variationerna i salthalt vilket härrör från att vattenmassor med olika temperatur kommer in från havet.

Till skillnad från station 25 (som ligger innanför tröskeln på 8 m i Sannäs fjorden) ligger stationerna 30 och 32 vid Amundholmen och Brurholmen väl utanför fjordmynningen vid Västbacken och därför kan det där ske ett relativt fritt utbyte av vatten med havet utanför. Sammantaget visar de hydrografiska observationerna att det normalt sker kraftiga utbyten av vatten mellan fjordområdet och havet utanför.

Ett sätt att grovt kvantifiera utbytet är att använda vertikala förflyttningar av isohalinerna (linjer med samma salthalt) mellan mätningarna och tiden mellan mätningarna. Tar man ett medelvärde av dessa för 30 g/kg isohalinen vid station 30 sommaren 2018 får man att isohalinen rör sig i medeltal med 1.2 m/dygn eller 4 % av det totala djupintervallet 0-30 m per dygn.

Detta betyder att i medeltal ersätts ca 4 % av fjordens vatten varje dygn vilket motsvarar en uppehållstid på 25 dygn. Detta är förmodligen en underskattning av det verkliga utbytet eftersom tiden mellan observationerna är för lång för att få med alla förflyttningar. Det sker också utbyte p.g.a. andra mekanismer som tidvatten och vinddrivna strömmar vilket gör att den verkliga uppehållstiden torde vara runt 20 dygn.

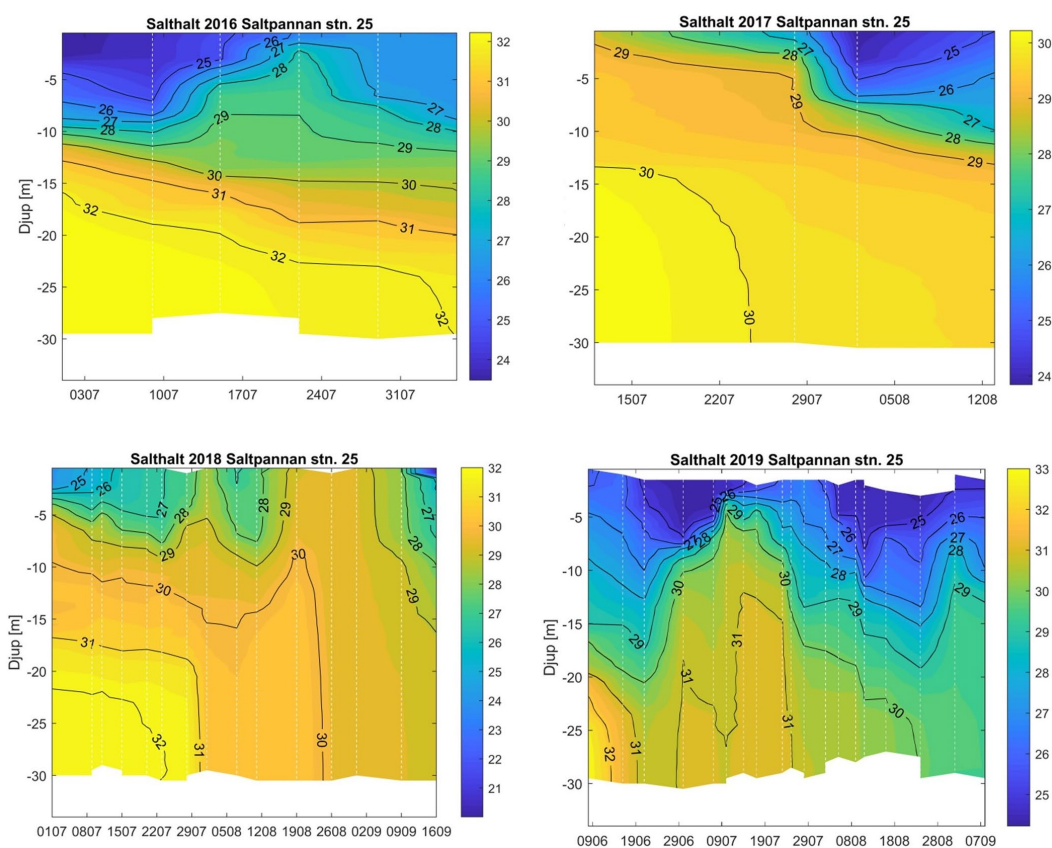


Figur 12.
Salthalt (g/kg) och temperatur (°C) vid Brurholmen (Stn. 30) under sommaren 2018.
De vertikala ljusa, streckade linjerna visar mättillfällena.

Ovanstående uppskattning av vattenutbytet gäller bara för den del av vattenmassan i Sannäsområdet som har fri kommunikation mot havet (utan topografiska hinder) och därför inte för djupvattnet under tröskeldjupet i den inre delen av Sannäsfjorden.

Salthalten vid station 25 som ligger innanför tröskeln (fig.13) påvisar mycket mer konstanta förhållanden under tröskeldjupet med en relativt jämn gradvis minskning på grund av att salt diffunderar upp från det saltare djupvattnet.

Vattenutbytet sker här som distinkta händelser med inflöden av nytt djupvatten vilket skedde runt 29/7 2018. Detta syns tydligast i temperaturdata från 2018 (fig.10) och salt-data 2018 (fig.13). Normalt sker utbyten ca 5 ggr per år (Olsson 2007; Nordberg m.fl. 2017) vilket motsvarar en uppehållstid för djupvattnet på 60-70 dygn.

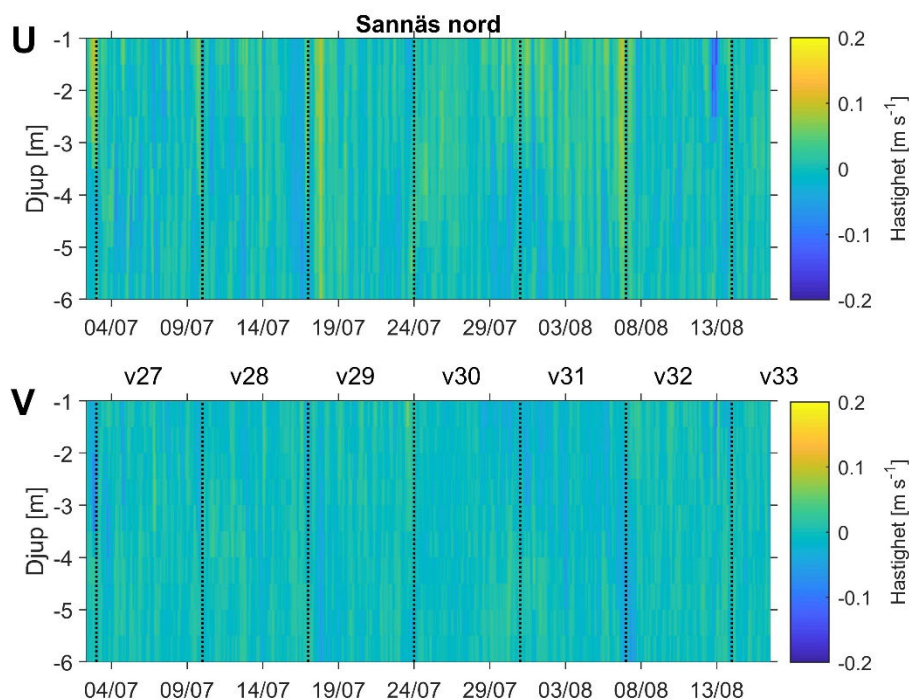


Figur 13.
Salthalter [g/kg] i Saltpannan (Stn. 25) somrarna åren 2016-2019.
De ljusa vertikala, streckade linjerna visar mättillfällena.

4.2.4 Strömmar i Sannäsfjordsområdet

Under 2017 finns observationer av strömhastigheter från två närliggande positioner inne i Sannäsfjorden, Sannäs nord (SN) och Sannäs syd (SS) samt en position utanför fjorden vid Amundholmen (AH) (se fig. 2 för stationslokalisering). Strömhastigheterna vid de två mätpunkterna inne i Sannäsfjorden (fig.14 och i Appendix, fig. A1) är generellt låga, sällan högre än 0.1 m/s. Det finns ofta en tydlig vertikalstruktur så att strömmen går i motsatt riktning mellan olika djup. Denna typ av vertikala variationer av strömmarna är starkt kopplade till förändringar av salthalten när vattenmassor med olika salthalt strömmar ut och in i fjorden och ger upphov till variationer av salthaltstrukturen som i figur 13.

Man ser också tillfällen när strömmen är likartad från ytan till botten som t.ex. runt den 20/7 och 8/8 vid Sannäs nord (fig.14). Man kan också notera att strömningsmönstret skiljer sig markant mellan de två mätpositionerna trots att avståndet mellan dessa bara är ca 200 meter. Generellt kan man säga att strömningsmönstret inne i Sannäsfjorden är mycket komplicerat med stora variationer både horisontellt, vertikalt och i tiden.

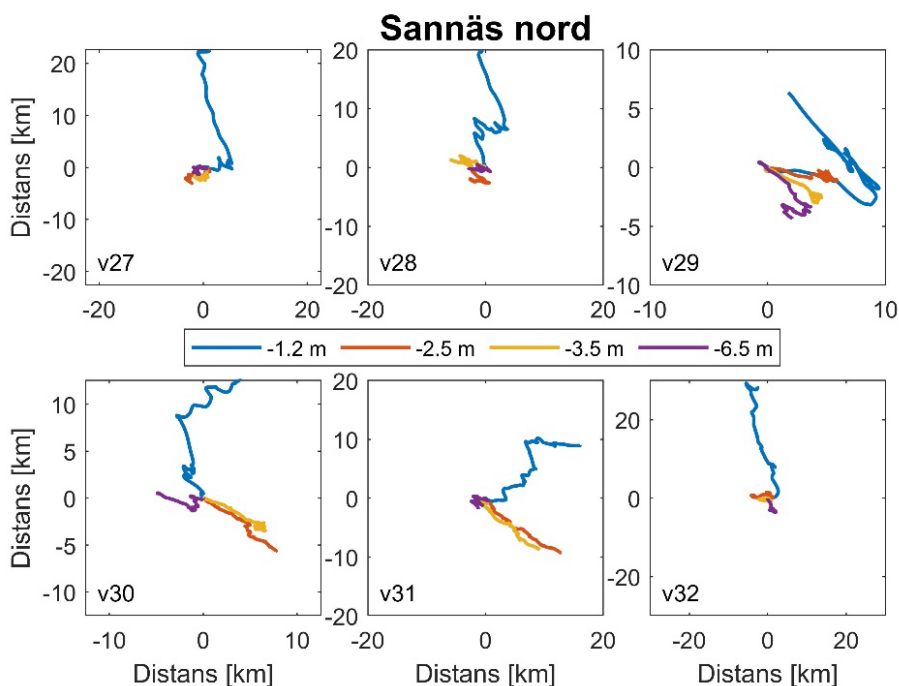


Figur 14. Strömkomponenter från ADCP mätningar vid Sannäs nord (SN). U är ost-västkomponent (övre panelen) och V är nord-syd komponent (undre panelen). Positiv/negativ U motsvarar att strömmen går i östlig/västlig riktning. Positiv/negativ V motsvarar att strömmen går i nordlig/sydlig riktning. Vertikala punktlinjer avgränsar veckor och v27-v33 är veckonummer. (För lokalisering se fig. 2, s. 21.)

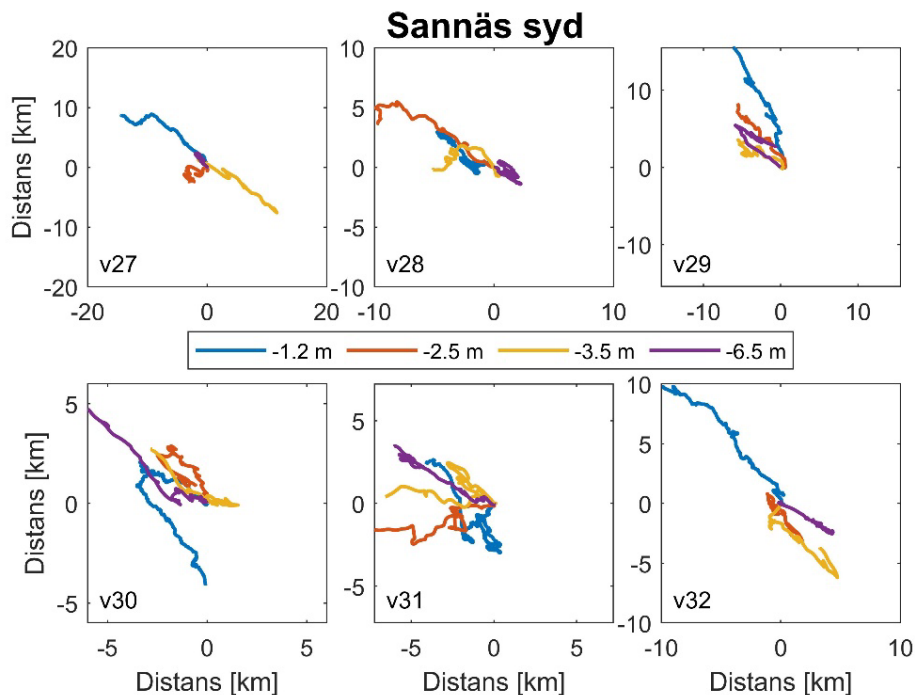
Vid mätstationen Amundholmen (AH) som ligger på större djup (ca 20 m) i det mer öppna området utanför Sannäsfjorden får man delvis ett annat mönster med generellt något starkare strömmar som i stort sett alltid varierar med djupet (Appendix, fig. A2). Det finns också en del dominerande händelser med stark ostlig strömning nära botten (t.ex. runt den 4/7 och 29/7). Man ser också att strömmen nära botten är mer dominerad av tidvatten med en period på ca 12 timmar.

Ett annat sätt att visualisera strömobservationer är m.h.a så kallade progressiva vektordiagram som ger en bild av hur långt vattnet har rört sig under en tidsperiod och i vilken riktning. Dessa erhålls genom att multiplicera strömvektorn med tiden mellan observationerna (10 min) vilket ger en riktad sträcka för varje observation, vilka sen tillsammans läggs ihop till en kurva. Detta är gjort veckovis och visas i figurerna 15 och 16.

Generellt ser man att de relativt svaga strömmarna inne i Sannäsfjorden ändå motsvarar ansevära förflyttningar på upp mot 20 km över en vecka. Strömmen i ytlagret vid Sannäs nord visar en stark tendens att gå i nord eller nordvästlig riktning (ut ur fjorden) under alla veckor utom vecka 31 medan strömmen på djupare skikt ofta går i en annan riktning (och är svagare). Vid Sannäs syd ser man en liknande bild med ström i ytlagret mot nordväst men som är något svagare och inte så dominant jämfört med strömmen på större djup. Under v30 går ytströmmen i sydostlig riktning.



Figur 15. Progressiva vektordiagram från fyra djup, baserade på ADCP-mätningar vid Sannäs nord (SN). Varje diagram visar data för en vecka med veckonummer angivet längst ner till vänster.

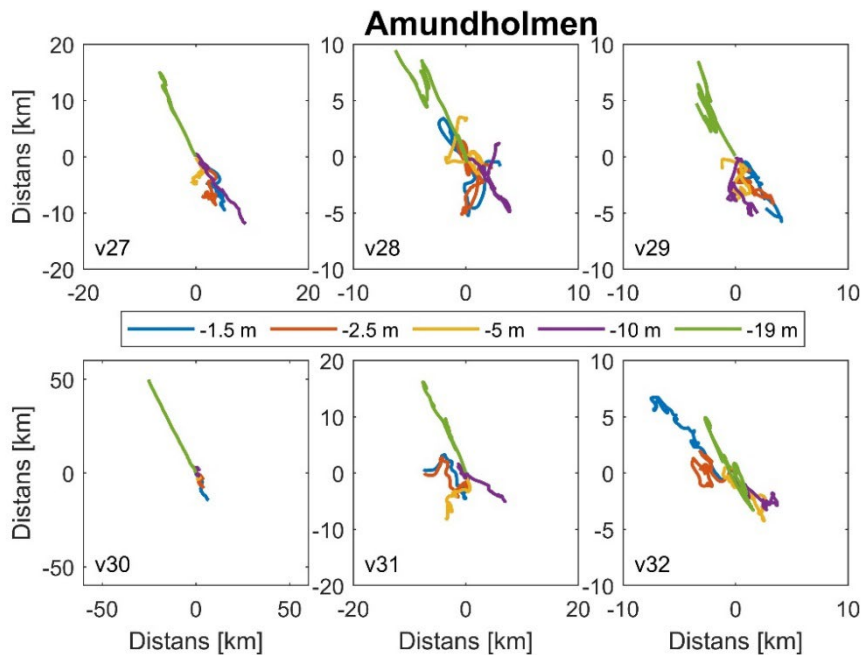


Figur 16. Progressiva vektordiagram från fyra djup baserade på ADCP-mätningar vid Sannäs syd (SS). Varje diagram visar data för en vecka med veckonummer angivet längst ner till vänster.

Förhållandena ute vid Amundholmen (fig.17) karaktäriseras av något starkare strömmar som ger förflyttningar på upp mot 50 km (v30) och en markant ihållande ström mot nordväst på djupet 19 m. Den likriktade strömmen på 19 m beror på att strömmen på dessa djup måste följa djuprännan som går i nordostlig riktning.

Strömmen i ytan är generellt svagare och går i olika riktningar. Tillsammans visar de progressiva vektordiagrammen att det över en veckas tid sker stora horisontella rörelser i vattenmassan med längdskalor som ofta är 10-20 km vilket kan jämföras med storleken på undersökningsområdet som är ca 10 km från inre Sannäs fjorden och ut till Bissen. Strömmätningarna från övriga år visar ett liknande mönster.

Detta betyder också att det bör ske en effektiv spridning av vattenburna föroreningar och man kan inte räkna med att få starkt förhöjda medelkoncentrationer i närheten av utsläppskällor, som t.ex. den på sommaren starkt trafikerade farleden ("Sjö-6:an") innanför de yttre öarna, mellan Havstenssund och Bissen (för lokalisering se fig. 2, s. 21).



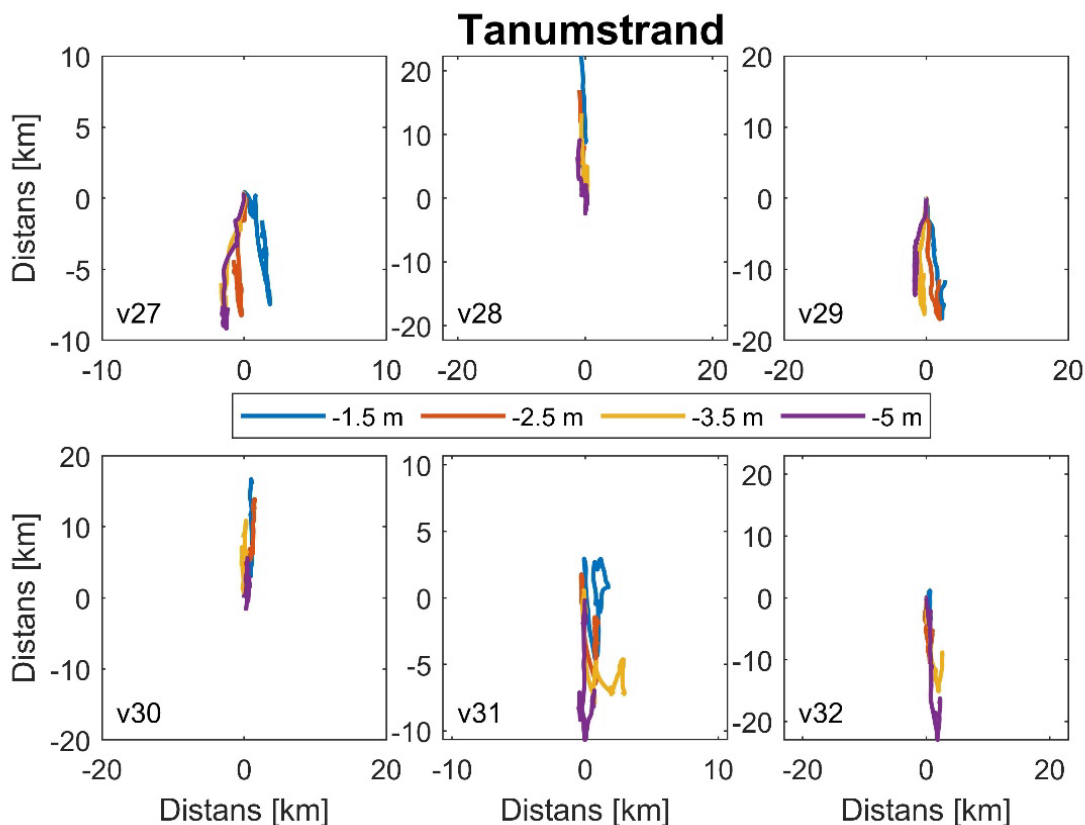
Figur 17.
 Progressiva vektordiagram från fyra djup baserade på ADCP mätningarna vid Amundholmen (AH). Varje diagram visar data för en vecka med veckonummer angivet längst ner till vänster.

4.2.5 Strömmar i Grebbestadsområdet

Under sommaren 2017 var en ADCP placerad utanför Grebbestad i sundet mellan Rösholmen och Tanumstrand (TS) (fig.2). Det här sundet utgör en del av en djupränna med vattendjup över 6 m som sträcker sig i nord-sydlig riktning in mot Grebbestad. Sunden mellan Rösholmen och övriga öar är väsentligt grundare (1-2 m) så man kan förvänta sig att en väsentlig del av vattentransporten in och ut från Grebbestad passerar förbi positionen för ADCP mätningarna.

Strömmarna i detta sund följer till stor del topografin och går huvudsakligen i nord-sydlig riktning (Appendix, fig. A3). U-komponenten (öst-väst) är mycket svag medan V-komponenten (nord-syd) visar relativt stark fluktuerande ström upp mot 0,3 m/s och som är likformig från ytan till botten. De starkaste fluktuationer sker över en tidskala på 2-3 dygn vilket är oväntat. Man brukar vanligtvis i stället ha en dominerande halvdaglig tidvattenkomponent i längs svenska västkusten med periodtiden ca 12,4 timmar.

Det är svårt att förklara hur denna typ av långperiodiska svängningar uppkommer men en möjlighet är att mer storskaliga vågrörelser på språngskiktet mellan det lågsalina ytvattnet från Kattegatt och det högsalina djupvattnet driver vattenrörelser in och ut från kusten. De progressiva vektordiagrammen (fig. 18) visar som väntat att strömmen huvudsakligen går i nordlig eller sydlig riktning med likartad hastighet på alla djup.



Figur 18.
 Progressiva vektordiagram från fyra djup baserade på ADCP mätningar vid Tanumstrand (TS). Varje diagram visar data för en vecka med veckonummer angivet längst ner till vänster.

Uppehållstiden för Grebbestadsområdet är ganska svår att fastställa, men en grov uppskattning kan erhållas med hjälp av de aktuella observationerna från platsen i sundet nära Tanumstrand. Medelinflödet (norrut) i de övre 3 metrarna var cirka $11 \text{ m}^3/\text{s}$ under perioden (med användning av ett tvärsnitt på $130 \text{ m} \times 3 \text{ m}$). Arealen för området utanför Grebbestad innanför öarna är ca 1 km^2 (avgränsas av en linje från en punkt på södra Rös holmen (se fig. 2) och österut samt en linje från samma punkt i nordvästlig riktning som når land strax väster om station 8) och djupet kan sättas till 3 m (motsvarande djupintervallet för inflödet). Uppehållstiden baserad på medelinflöde och områdets volym blir då cirka 3 dygn.

4.2.6 Sammanfattning av hydrografi och vattencirkulationen i undersökningsområdena

Salthalterna i Sannäsområdet uppvisar stora och snabba tidsfluktuationer med förändringar av salthalten upp mot 4 g/kg (4 ‰) över några få dagar. Dessa fluktuationer av salthalten avspeglas i ett komplext cirkulationsmönster med strömmar som varierar mellan olika djup och som dessutom skiljer sig åt mellan närliggande mätpositioner.

Strömmätningarna visar att det över en veckas tid sker stora horisontella rörelser i vattenmassan med längdskalor som ofta är 10-20 km vilket kan jämföras med storleken på undersökningsområdet som är ca 10 km från inre Sannäsfjorden och ut till Bissen, nära Resö och Kosterfjorden.

Detta betyder att det bör ske en effektiv spridning av lösta, vattenburna föroreningar och man kan därför inte räkna med att få starkt förhöjda medelkoncentrationer i närheten av utsläppskällor. Uppehållstiden i Sannäsområdet uppskattas till ca 20 dygn baserat på variationerna av salthalt.

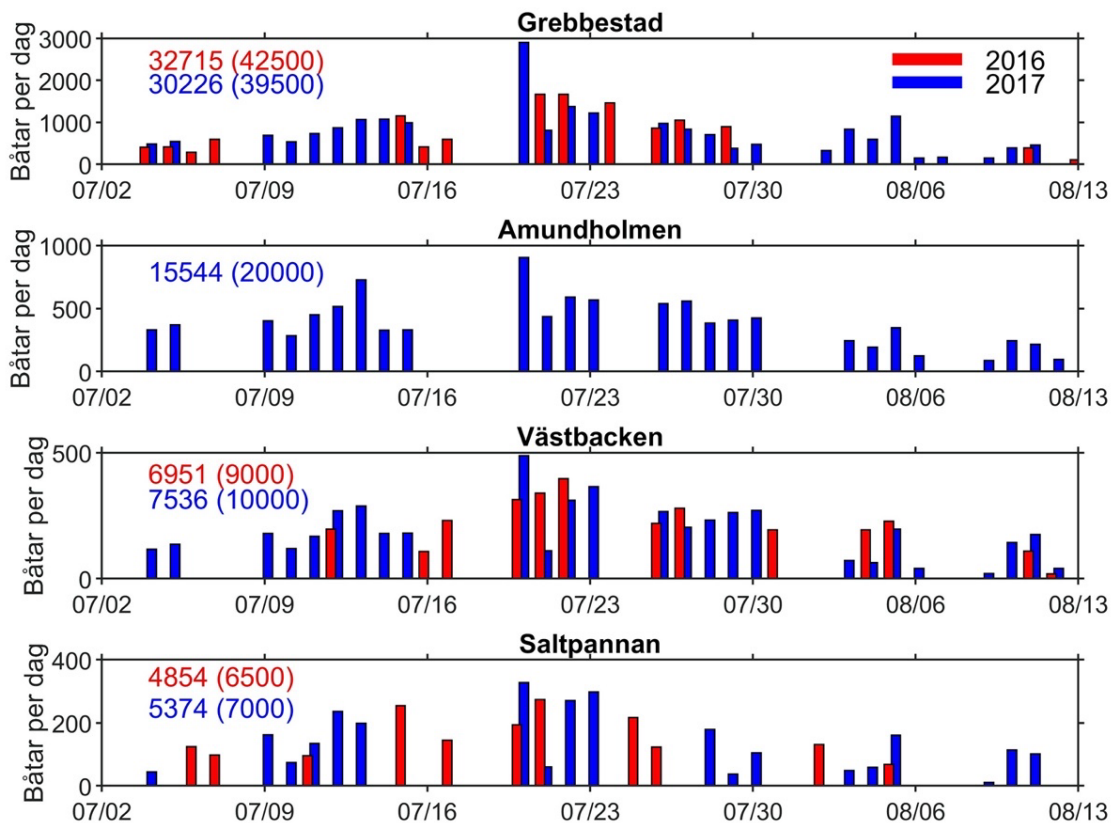
I Grebbestadsområdet påvisar strömmätningarna en relativt stark fluktuerande ström upp mot 0,3 m/s och som är likformig från ytan till botten. De starkaste fluktuationer sker över en tidskala på 2-3 dygn. Uppehållstiden i Grebbestadsområdet uppskattas till ca 3 dygn baserat på strömmätningar.

4.3 OM BÅTRÄKNINGEN

Under sommarmånaderna ökar fritidsbåtstrafiken mycket kraftigt i förhållande till övriga året. Om fritidsbåtarnas avgaser tillförs sediment, vatten och biota kan man anta att det kan finnas en korrelation mellan antalet båtar som passerar nära våra mätstationer och halterna av PAH:er på dessa platser. Under somrarna, juli/augusti, 2016 och 2017 utförde vi därför båträknningar under dagtid i ca. 6 veckor mellan 9 och 18.30 längs fyra snitti i Sannäs-Grebbestadsområdet. Detta gav oss en god uppfattning om båttrafikens omfattning vilket sammanställts i figur 19.

Vi räknade på ett genomsnitt, baserat på antalet motoriserade fritidsbåtar som anlände/lämnade/passerade Grebbestad. Medelvärdet under 6 veckor blev i Grebbestad 775 båtar/dag. Vi har därtill adderat en uppskattad mängd båtar (30 %) som trafikerade områdena före och efter kl. 9 på morgonen och efter kl. 18.30 varje dag. Vid Grebbestad har vi uppskattat ca. 40 000 båtpassager under de sex undersökta veckorna; vid farleden förbi Amundholmen (Sjö-6:an) beräknades 20 000, Västbacken (vid fjordmynningen), 10 000 och vid Saltpannan-bassängen (innanför fjordtröskeln, Stn. 27), 7 000 båtpassager.

Väderförhållandena somrarna 2016 och 2017 var varierande med soliga perioder som avslöstes av kyliga och regniga förhållanden. Båda somrarna kulminerar båttrafiken under de två sista veckorna i juli, veckorna 29 och 30. Under sommardagar med kraftig blåst eller regn och svalt väder, var båttrafiken mycket begränsad.



Figur 19.

Data från okulära observationer och räkning av båtpassager på olika observationsplatser i undersökningsområdet under sommaren 2016 och 2017 (se fig. 2).

Grebbestad visar alla passager ut och in från Grebbestad hamn samt båtar som passerar utanför hamnen. Amundholmen visar antal båtar som passerade längs farleden utanför Sannäs fjorden (endast 2017), Västbacken visar passager ut och in vid Sannäs fjordens mynning och Saltpannan visar passager längre in i fjorden, innanför fjordtröskeln. I figuren har data kompenserats för att antalet observationstimmar har varit något lägre vissa dagar.

Siffrorna i rött och blått utan parenteser visar totalt räknade motorbåtar vid varje observationsplats. Dessa baseras på medelvärdet för alla dagliga observationer som sedan summerats för hela observationsperioden, detta för att också inkludera dagar utan utförda observationer.

Siffrorna inom parenteser visar en uppskattning av totala antalet passager där ytterligare tre timmar, dvs ca 30 %, lagts till utöver den faktiska tiden för båträkningen, som en schablon för övrig sjötrafiktid under morgon och kväll då ingen räkning genomfördes.

4.4 KONCENTRATIONER AV PAH:ER I SEDIMENT, BIOTA OCH VATTEN

Bestämning av PAH:er är utförda i fyra olika matriser: sediment, vatten, blåmusslor och ostron under åren 2016 till 2019 längs Sannäsfordens sträckning och området i och kring Grebbestads hamn. Totalt har vi analyserat 345 prover för PAH, varav 73 st var sedimentprover (ytsediment och sedimentkärnor) (2016-2017), 47 st vattenprover (2017-2019), 120 st mussleprover (2016-2018) och 95 st ostronprover (2016-2018). För geografisk orientering över stationernas placering, se fig. 2.

Som beskrivits ovan används de 16 vanligaste förekommande PAH:erna i de flesta övervakningsprogram i världen. Bland dessa återfinns naftalen, som vi inte kan redovisa pga för höga halter i våra blankprover, vilket är ett vanligt problem (tex. Kanwischer m.fl. 2020). Vi har därför använt begreppet Σ PAH15 i rapporten. Som också nämnts tidigare, bland de metylerade PAH:erna har vi, när det gäller sediment, inte inkluderat resultaten för 2,6-dimetylnaftalen på grund av analystekniska problem.

4.4.1 Översiktlig beskrivning av PAH:er i undersökningsområdet

I figurerna 20 och 21 redovisas de övergripande resultaten av PAH-koncentrationerna av de olika matriserna ytsediment, ostron, musslor och vatten från mätningarna i Sannäsfordområdet och i Grebbestadsområdet. Grebbestad utgör här urban kontrast till den betydligt mindre exploaterade Sannäsforden.

Nedan presenteras alla 25 PAH:er i färgskalan röd-orange-gul-grön-grå-svart, där de lättaste och flyktigaste är i röda nyanser och de tyngsta och minst flyktiga är i grön och gråskala till svart. De metylerade PAH:erna (som också är relativt lätta) presenteras i den blåtonade färgskalan. Resultaten bekräftar att fördelningen mellan de olika matriserna beror på PAH:ernas olika kemiska och fysikaliska egenskaper. De tyngre och fettlösliga och partikelbundna PAH:erna återfinns till största delen i sediment medan de lättaste, mer vattenlösliga finns i större utsträckning i vattnet. Musslor och ostron innehåller främst lättare PAH:er, men även en mindre mängd av de något tyngre PAH:erna.

Vid en översiktlig betraktelse av sedimentens innehåll av PAH:er i Sannäsforden och i Grebbestadsområdet kan man se att fördelningen av de olika PAH:erna i huvudsak är likartad på alla stationer, men att koncentrationerna skiljer stort mellan de olika stationerna (fig.20).

I Grebbestadsområdet är koncentrationerna betydligt högre än i Sannäsforden, men i båda områdena syns tydliga trender i koncentrationerna längs profilsträckningarna. Koncentrationerna ökar successivt från de inre delarna av Sannäsforden och ut mot området kring fjordens mynning, där de högsta koncentrationerna återfinns. I Grebbestadsområdet ser vi också en tydlig trend men här återfinns de högsta koncentrationerna inne i Grebbestads hamn och minskar successivt bort från hamnen. Ute vid referensstationen (Stn.

33) väster om Havstenssund, är koncentrationerna väsentligt lägre än vid mätpunkterna närmre Grebbestad och Sannäsfjorden. Det som karakteriserar sedimenten är de relativt höga koncentrationerna av tunga PAH:er (brun-grön och grå-svarta färger i fig. 20). Det betyder att de tunga/fettlösliga PAH:erna fastnar på partiklar i vattnet, och transporteras eller deponeras med dessa på bottnarna. En noggrannare beskrivning av sedimentens sammansättning presenteras nedan i sektion 4.4.2.

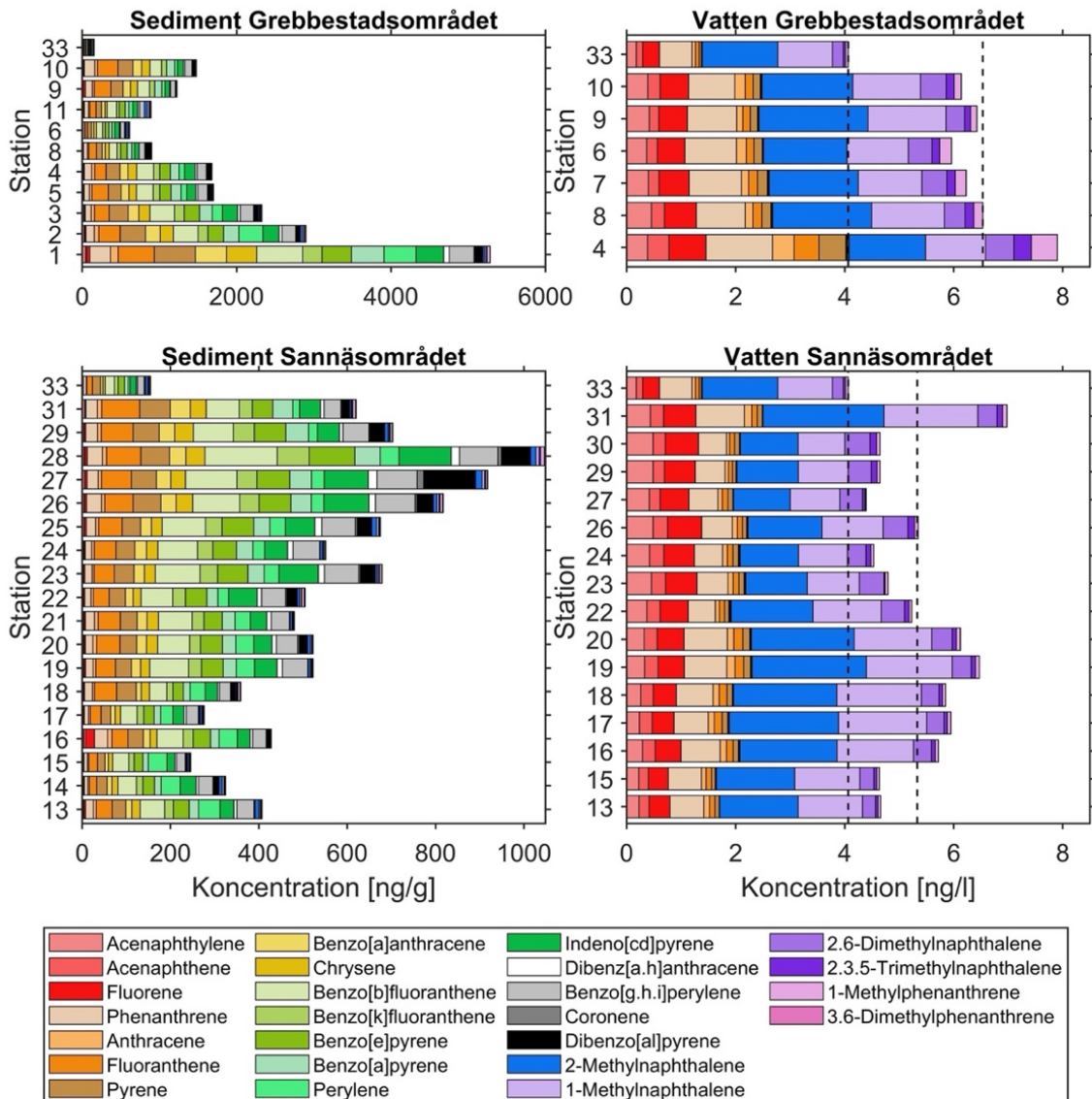
En intressant förekomst är förekomsten av perylen inom undersökningsområdet. Perylen ingår inte i de 15 standard-PAH:erna men kan ändå vara belysande. Perylen är en PAH som bildas vid nedbrytning av naturligt organiskt material. Den relativa fördelningen av PAH:erna (fig.20) varierar inte stort mellan stationerna, men vi ser ett större bidrag av perylen inne i Sannäsfjorden.

Längst in i Sannäsfjorden har de högsta koncentrationerna av perylen uppmätts. Där har vi en stor avrinning från land genom Skärboälven, en å i närheten av station 12, vilken dränerar ett större jordbruksområde. Här förekommer också på somrarna en stor utbredning av fintrådiga grönalger.

Som förväntat kan vi se att mängden perylen minskar utåt i Sannäsfjorden. Samma förekomst är tydlig i Grebbestads hamn (fig.20), som beskrivs nedan, där de innersta stationerna i viken har högre perylenhalter vilka kan vara ett resultat av avrinning från närliggande, försumpade marker. Här finns också rikligt med fintrådiga grönalger under sommaren.

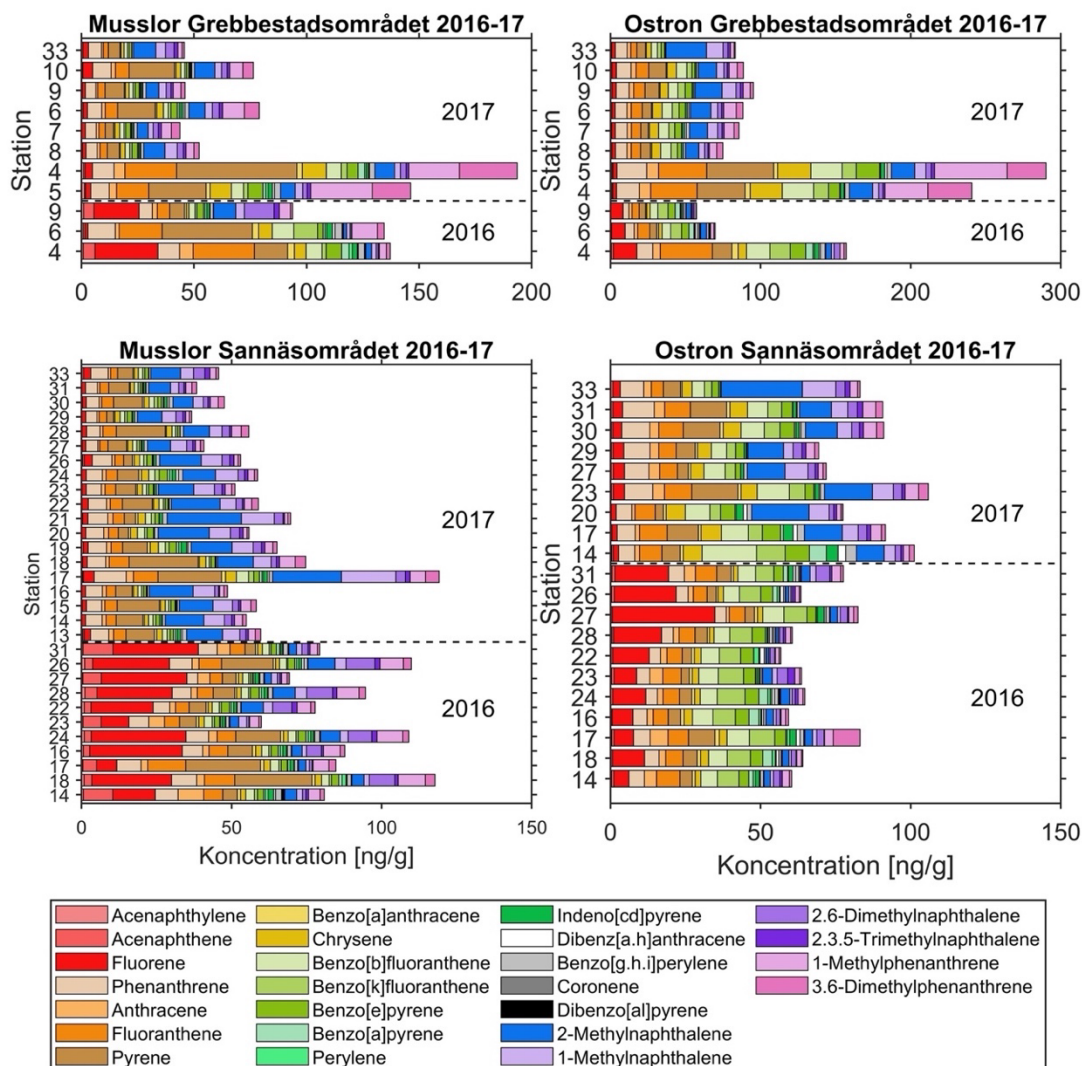
Koncentrationerna av de olika PAH:erna i vattenmassan uppvisar en likartad fördelning mellan mätstationerna och även mindre skillnad i halter i jämförelse med sedimenten mellan stationerna (fig.20). Detta förklaras av att provtagningsmetoden. Passiva provtagare (SMPD) resulterar i ett medelvärde av koncentrationen i vattnet under viss tid (i vår studie ca 6 veckor under 2017) samtidigt som vattenrörelser ger en effektiv spridning av ämnen från eventuella källor. Detta till skillnad från sedimenteten där partiklar med vidhäftade PAH:er från olika källor sedimenterar i närheten av källan efter endast kort tid, några få timmar (Hilton och Phillips 1982).

Denna tid är väsentligt kortare än uppehållstiden för vattnet i båda undersökningsområdena. Koncentrationen i vattnet i både Sannäsområdet och Grebbestadsområdet är förhöjda jämfört med referensstationen vilket tyder på en källa/källor i dessa områden. De högsta koncentrationerna av PAH:er i vattnet återfinns på Stn. 4 i Grebbestads hamn (fig.35) och minskar sedan bort från hamnen. I Sannäsfjorden är koncentrationerna i vattnet generellt lägre jämfört med Grebbestad, men förhöjda koncentrationer syns vid stationerna 19 och 20, nära Sannäs hamn samt vid stationen 31 utanför fjorden (fig.2), belägen i anslutning till den stora farleden ("Sjö-6:an").



Figur 20.

Resultat från bestämning av PAH:er i sediment (2016 och 2017) och i vatten (2017) på 3m vattendjup på de undersökta stationerna samt på referensstationen (stn. 33) som ligger i ytterskärgården närmare öppet hav. Sedimentens koncentrationer anges i ng/g torr-vikt och halterna i vatten i ng/l. De vertikala streckade linjerna i vattendata visar skillnaden mellan totala innehållet av PAH:er mellan referensstationen och medelvärdet för övriga stationer. Detta används vid en senare utvärdering av hur belastningen från fritidsbåtar relaterar till den generella förhöjningen av PAH:er i kustområdena jämfört med referensstationen (stn. 33).



Figur 21.
 Resultat från analys av PAH:er i musslor och ostron från på de undersökta stationerna i Grebbestadsområdet och Sannäsområdet 2016 och 2017 samt på referensstationen (stn. 33) som ligger i ytterskärgården närmare öppet hav. Koncentrationer anges i ng/g torr-vikt. Observera skillnader i skalor mellan diagrammen.

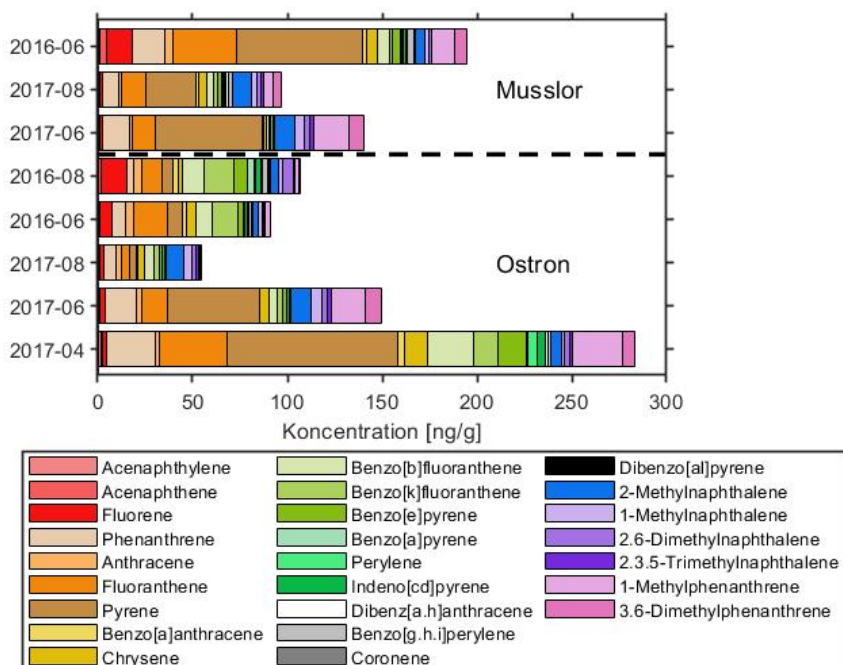
Ostron och musslor i Sannäsfjorden och Grebbestad tar upp PAH:er från vattenmassan. Båda arterna har markant förhöjda koncentrationer av PAH:er vid stationerna närmast Grebbestad (fig.21) vilket också gäller för sedimenten. Det är inte konstigt att musslor och ostron har förhöjda koncentrationer när även sedimenten har det eftersom de, i tillägg till upptag genom diffusion via gälarna, tar upp PAH:er som sorberats på partiklar och kommer in i djuret via födan (Beyer m.fl. 2017).

Det syns också klara skillnader mellan 2016 och 2017. Sommaren 2016 uppvisar såväl ostron som musslor, både i Sannäs- och Grebbestadsområdet, ett större upptag av fluoren. Under sommaren 2017 utgör fluoren en betydligt mindre andel, medan de metylerade PAH:erna, 2-metylnaftalen och 1-metylnaftalen blir mer framträdande.

Sammansättningen av de upptagna PAH:erna skiljer sig mellan arterna. Den stora skillnaden är att ostronen tar upp mer av de tyngre och mer fettlösliga PAH:erna (benso[a]antra-cen, krysen, benso[b]fluoranten, benso[k]fluoranten, benso[e]pyren och benso[a]pyren), vilka musslorna tar upp betydligt mindre av. Ostronen har därmed i jämförelse med blåmusslor en större likhet med sedimenten. De totala koncentrationerna av PAH:er i ostron och musslor skiljer sig emellertid inte nämnvärt i denna studie.

Det skall här påpekas att ostronen och blåmusslorna som har använts i studien kom från olika växtplatser 2016 och 2017 och därmed med olika initiala halter av PAH:er, men uppvisar ändå likartat upptagsmönster efter att ha levit i burar på stationerna inom undersökningsområdena under mer än 6 sommarveckor. Under denna tid hinner musslor och ostron anpassa sig till den nya kemiska miljön, då både upptags- och halveringstider ligger mellan 5 och 20 dagar för de flesta ämnena (Huckins m.fl. 2004).

Inom studien har vi analyserat initialhalter liksom augustihalter av PAH:er från hämtplatserna. Resultaten av dessa ursprungsprover visas i fig. 22.



Figur 22.

Analysresultat av PAH-innehållet i musslor och ostron från hämtplatserna.

Datumen är provtagningstillfällena före och efter burförvaring på respektive hämtplats.

Analys av blåmusslornas PAH-innehåll från hämtplatsen i juni 2016 Stn. 50 före burförvaring, innehåller högre halter av PAH:er initialt jämfört med halterna vid burskörden i augusti från alla stationer (Jfr fig. 21). Musslorna från hämtplatsen juni 2017 (Stn 51), uppvisar en minskning i halterna av PAH:er jämfört med koncentrationerna på samma plats.

Ostronen 2016 visar på en liten ökning från juni till augusti. År 2017 analyserade vi ostron från hämtplatsen i april, juni och augusti. Här uppvisar halterna från hämtplatsen de högsta koncentrationerna i april för att därefter successivt minska i juni och augusti.

Det är känt från litteraturen att vinterkoncentrationerna i musslor och ostron är högre än de är på sommaren (Deslous-Paoli och Héral, 1988; Ruiz m.fl. 1992; Huckins m.fl. 2004). Från fig. 22, är det tydligt att vårhalterna i april och juni innehåller betydligt mer pyren, fluoranten och fenantren, speciellt aprilhalterna. De höga vårhalterna minskar sedan generellt under burförvaringarna då de anpassas till de respektive stationernas förhållanden.

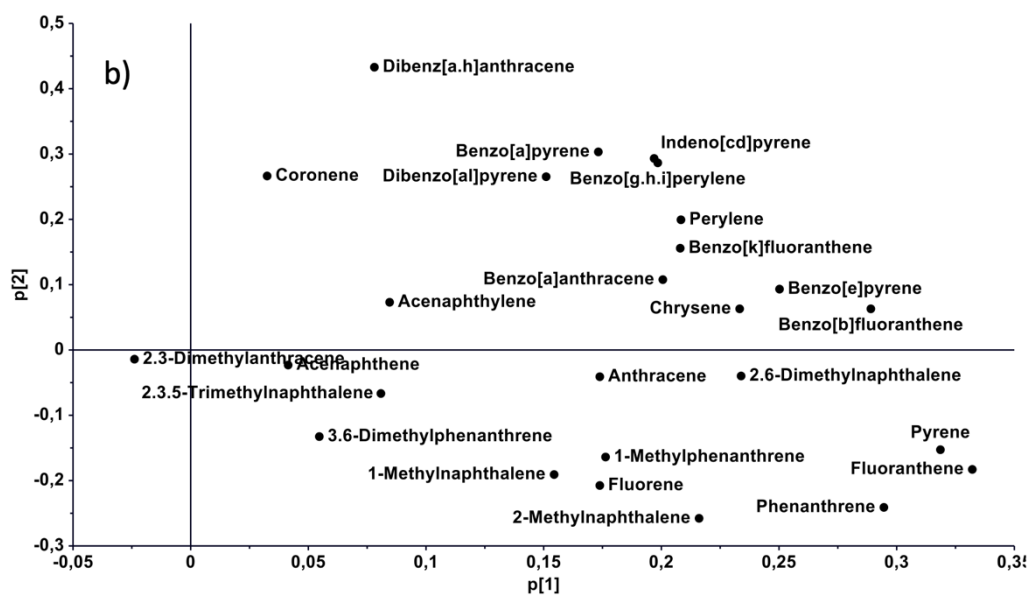
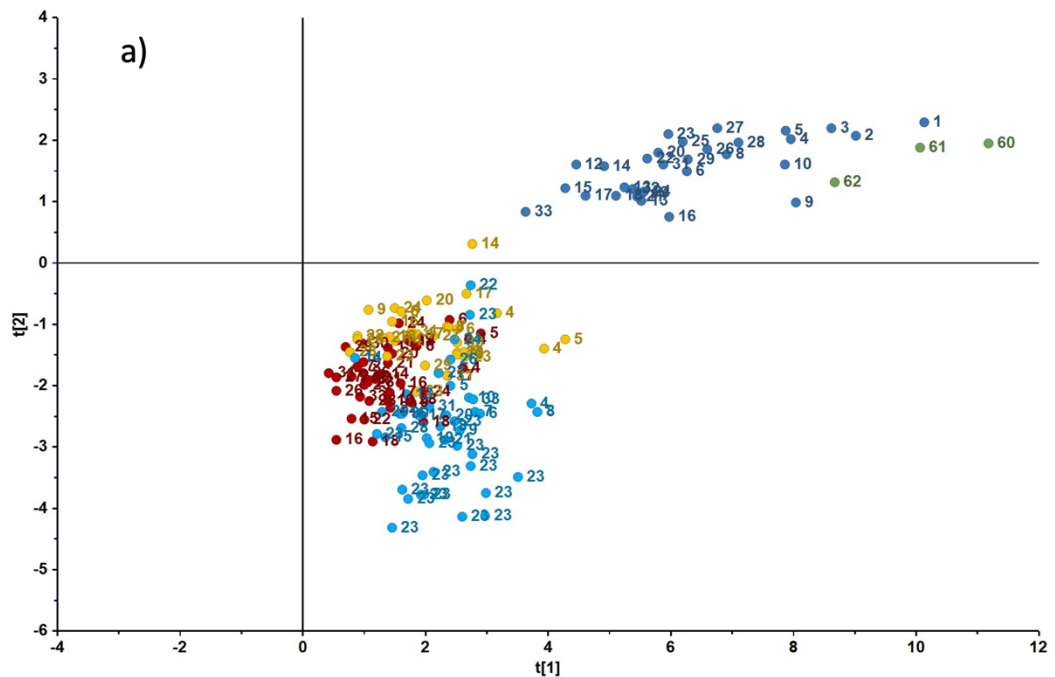
Vi har ovan visat att individuella PAH:er skiljer sig mellan havssediment, ostron, musslor och vatten. Med ögat kan det vara svårt att urskilja mönster när man har ett flertal variabler (PAH) och ett flertal observationer (prover) samtidigt som vi i vårt fall har fem olika matriser då vi delar upp havssediment och landgyttjor (Stn 60-62) i två separata matriser. En mer detaljerad beskrivning av resultaten från landgyttjorna presenteras senare i texten.

Ett statistiskt hjälpmedel för att urskilja mönster i olika matriser är multivariat statistik och då mer specifikt PCA-analys (se sektion 3.5). Som tidigare nämnts beskrivs likheter och skillnader i en s.k. score plot och med hjälp av en ”loading plot” kan man uttolka var i likheter och skillnader består av.

I figur 23a visas ”score plot” för alla data som är färgkodade för de olika matriserna. Havssedimenten och landgyttjorna (mörkblå respektive gröna cirklar) placerar sig längs den 1:a principalkomponenten $t(1)$ (x-axeln) medan mätningarna i vatten (ljusblåa cirklar), musslor (röda cirklar) och ostron (gula cirklar) placerar sig även längs den 2:a principalkomponenten $t(2)$ (y-axeln).

Vilka ämnen som styr placeringen av proverna utmed $t(1)$ - $t(2)$ axlarna kan utläsas i loading plotten (fig.23b). Sedimenten och gyttjorna karakteriseras av de mest fettlösliga/tyngre PAH:erna inklusive 2,6 di-metylnaftalen. Utmed y-axeln förklaras placering av variationen i de mer flyktiga/lätta PAH:erna. I och med att värdena är logaritmerade och inte skalade så beskriver modellen enbart koncentrationsvariationer.

För att förtydliga innebär detta att halterna av de mer fettlösliga är högre i sediment och gyttjor och att halterna av de mer flyktiga är högre i vatten, musslor och ostron.



Figur 23 a-b.

Multivariat utvärdering av PAH sammansättningen i gyttjor (gröna cirklar), havssediment (mörkblåa cirklar), vatten (ljusblåa cirklar), musslor (röda cirklar) och ostron (gula cirklar). a) Score plot PCA modell vilken beskriver likheter och skillnader mellan de 5 olika matriserna ($R^2=0,97$, $Q^2=0,896$, de två första komponenterna beskriver 87% av variationen); b) loading plot till PCA modellen beskriver vilka PAH:er som orsakar skillnaderna mellan proverna.

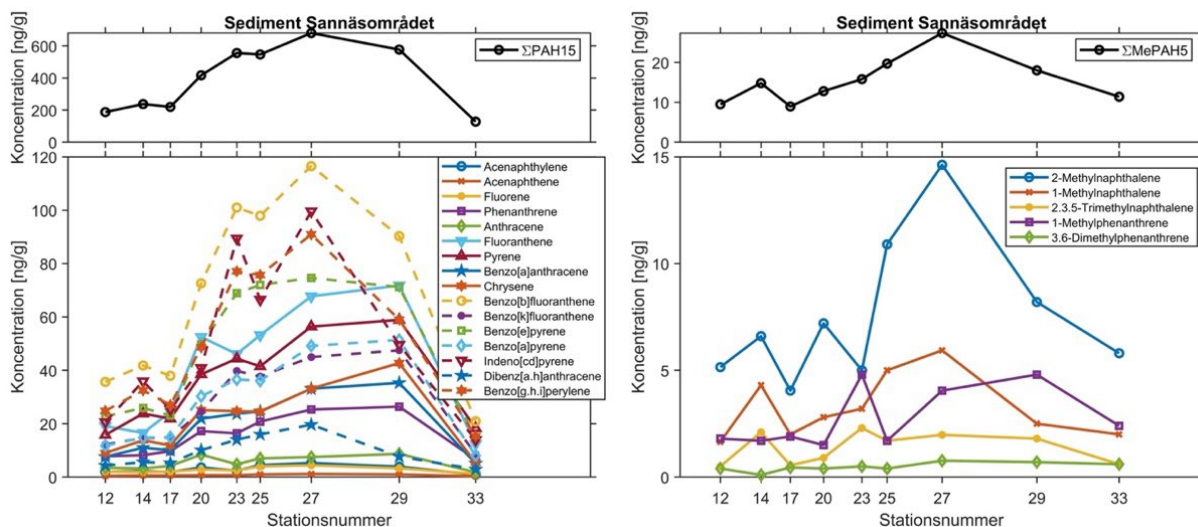
4.2.2 Spatial fördelning av PAH:er i ytsediment

4.2.2.1 Ytsediment i Sannäsfjordområdet och Grebbestadsområdet

Inom föreliggande arbete har vi provtagit ytsediment (0-2 cm) i en längsprofil med tvärprofiler från Sannäsfjordens innersta del till området utanför fjorden (Stn. 29 och 33) (fig.2). Resultaten av proverna från mittlinjen längs fjordsträckningen beskrivs i figur 24 och visar variationer i koncentration längs transekten för de 15 standard-PAH:erna och för de metylerade PAH:erna. En liknande längsprofil presenteras även för snittet ut från Grebbestads hamn (fig.25).

Den största ökningen av PAH-koncentrationerna sker vid station 20, från ca 200 ng/g för Σ PAH15 till ca 400 ng/g vid samhället Sannäs och fortsätter därefter att öka och kulminerar vid stationerna 27 och 29 där Σ PAH15 når 700 ng/g (fig.24). Benso[b]fluoranten, indeno[cd]pyren, benso[g,h,i]perylene, benso[e]pyren, fluoranten och pyren når sina högsta koncentrationer i sedimenten vid station 27, inne i fjorden och utanför fjordmynningen vid station 29, i anslutning till farleden ”Sjö-6:an”.

Ett motsvarande resultat med successivt ökande koncentrationer av Σ PAH15 från den innersta delen av fjorden ut mot mynningen för att därefter minska, uppmättes både 2008 och 2012 (Nordberg m.fl. 2012; Moksnes m.fl. 2019). I den här presenterade nya profil-mätningen kan resultaten från tidigare mätningar verifieras men nu med fler provtagningsstationer och med kompletterande metylerade PAH:er.



Figur 24.

Sedimentens innehåll av standard PAH:er och benso[e]pyren (till vänster) och metylerade PAH:er (till höger) (ng/g torrsvikt) i profiler från Sannäsfjord-området och på referensstationen (stn. 33).

De övre figurerna visar respektive summor. Observera skillnader i skalorna.

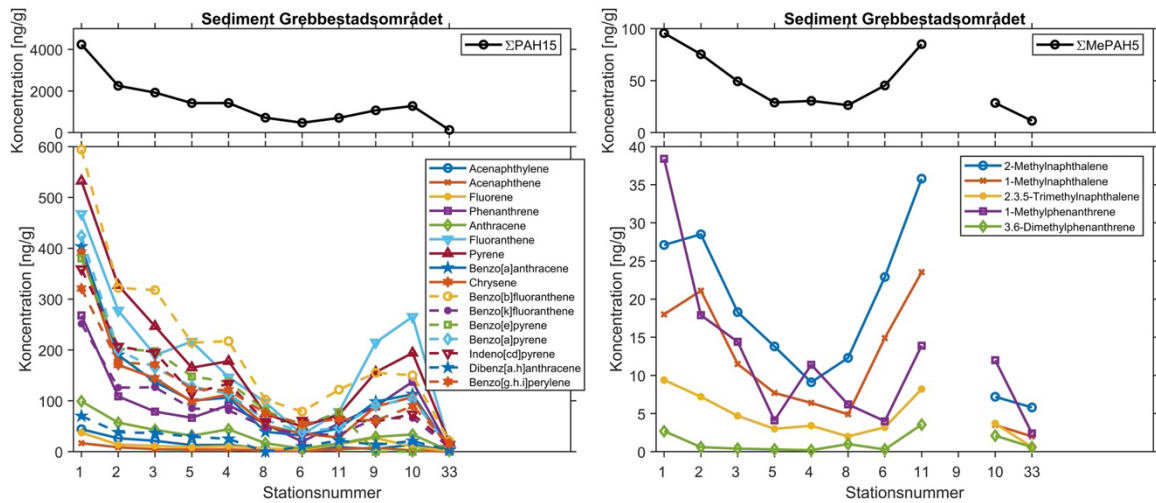
De metylerade PAH:erna följer i huvudsak mönstret för Σ PAH15, med de högsta koncentrationerna vid station 27, dvs. i den yttersta delen av fjorden. Av de fem analyserade metylerade PAH:erna dominerande 2-metylnaftalen, följt av 1-metylnaftalen och 1-metylfenantren.

Från Grebbestadsområdet visas sektionen som utgått från innersta delen av Grebbestads hamn (Stn. 1) och ut från hamnen (fig.25). Längst in vid station 1 uppträder mycket höga halter med Σ PAH15, mer än 4000 ng/g, vilka sedan snabbt minskar ut mot stationerna 4 och 5 till runt 1400 ng/g (fig.25 och 35).

I den innersta delen av hamnen med mycket höga koncentrationer, dominerar PAH:erna i sedimenten i fallande ordning av: benso[b]fluoranten, pyren, fluoranten, benso[a]pyren, benso[a]antracen, krysen, benso[e]pyren, indeno[cd]pyren, benso[g,h,i]perylene, fenantren och benso[k]fluoranten. Här skiljer sig inte bara koncentrationerna från Sannäsfjorden utan också vilka PAH:er som förekommer i högst koncentrationer. Tydligaste exemplen på detta är pyren, fluoranten och benso[a]pyren som är mer dominerande i Grebbestad, men vi ser också skillnader i fördelningen av indeno[cd]pyren, benso[g,h,i]perylene, benso[a]antracen m.fl. som har lägre koncentrationer i Grebbestad än i Sannäsfjordens yttre del.

Med ökat avstånd från Grebbestads hamn minskar halterna ytterligare till runt 500 ng/g vid stationerna 6-8 och 11 (fig.25). Vid dessa stationer råder relativt öppna förhållanden mot väster och med starkare vågpåverkan (fig.35), vilket medför grövre bottensediment och därmed lägre andel av organiska eller fina mineralpartiklar som PAH:erna binder starkare till. Det samma gäller också den grunda våg- och strömpåverkade referensstationens (Stn. 33) fördelning och koncentrationer av PAH:er. Men vid stationerna 9-10, vid farleden (också en del av "Sjö-6:an") och närheten till Tanumstrands marina, är koncentrationerna högre. De största bidragen till den totala koncentrationen av PAH:er utgörs här inte längre av benso[b]fluoranten utan av fluoranten. Pyren har också högre konstitutionsandel än benso[b]fluoranten. Ett avvikande mönster här är dock de låga halterna av indeno[1,2,3-cd]pyren och benso[g,h,i]perylene liksom de mycket låga halterna av benso[e]pyren jämfört med stationerna i Grebbestads hamn.

Koncentrationen av de metylerade PAH:erna följer huvudsakligen Σ PAH15, med de högsta koncentrationerna inne i Grebbestads hamn och ett successivt avtagande bort från hamnen. En avvikelse kan dock ses i stationerna 6, 8 och 11, belägna sydväst om Grebbestad, som har en stor exponering mot Skagerrak i väster. Här ökar koncentrationen av de metylerade PAH:erna markant men når inte lika höga koncentrationer som inne i Grebbestads hamn. Värt att notera är att Sannäsfjordens högsta koncentrationer utgör endast ca. 20 % av den mer urbana Grebbestadsmiljöns högsta koncentrationer.



Figur 25. Sedimentens innehåll av standard PAH:er och benso[e]pyren (till vänster) och metyletrade PAH:er (till höger) (ng/g torrsvikt) från Grebbestadsområdet och på referensstationen (stn. 33). De övre figurerna visar respektive summor. Observera skillnader i skalorna. Station 9 saknas pga problem vid bestämningen av de metylerade PAH:erna.

4.4.2.2 Klassning av PAH:er i ytsediment från Grebbestads- och Sannäsområdet

Innehållet av PAH:er i ytsediment i Grebbestads- och Sannäsområdet har klassificerats enligt en indelning från Sveriges geologiska undersökning 2017 utförd på uppdrag av Naturvårdsverket (Josefsson 2017, se även sektion 3.3 ovan). Koncentrationerna delas då in i fem olika klasser: mycket låg halt, låg halt, medelhög halt, hög halt och mycket hög halt. Denna indelning beskriver hur koncentrationen i provet ligger i förhållande till andra prover tagna i svenska kust- och utsjöområden. Den är inte baserad på ekotoxikologiska undersökningar och är således inte relaterad till ekotoxikologiska effekter. Det finns klassning för 15 PAH:er men inte för acenaftylen, och i denna undersökning har naftalen uteslutits. Klassning kan därför göras för 14 av de undersökta PAH:erna. Ingen klassning finns för andra PAH:er då dessa ännu inte har analyserats i tillräckligt många svenska sedimentprover för att möjliggöra en klassning.

I Tabell 5a är det tydligt att station 1, närmast Grebbestads hamn, uppvisar mycket höga koncentrationer av de flesta PAH:er. Även summakoncentrationen för 11 PAH:er och summakoncentrationen för PAH:er med hög molekylvikt (PAH, summa H) klassas som mycket höga vid denna station (Tabell 5a). Koncentrationerna sjunker sedan utåt, och faller inom klass 4, höga koncentrationer, vid station 2 till och med 5. Vid station 6 sjunker koncentrationerna ytterligare och klassas över lag som medelhöga. Några PAH:er har halter som klassas som låga. Vid station 9 och 10 blir det återigen ett större inslag av koncentrationer som klassas som höga. Som kontrast är koncentrationerna vid referensstationen (station 33) generellt klassade som mycket låga.

I Sannäsfjorden (Tabell 5b och 5c) är koncentrationerna lägre än i Grebbestad. Längst in i fjorden klassas koncentrationerna främst som låga eller mycket låga. De ökar något utåt och klassas i en del fall som medelhöga. På stationerna 26 till 28 är koncentrationerna av alla PAH:er genomgående klassade som medelhöga. Ännu längre ut från fjorden sjunker koncentrationerna något igen och klassas i en del fall som låga. Inga PAH:er förekommer i mycket höga koncentrationer i Sannäsfjorden, till skillnad från i Grebbestad, och endast en PAH förekommer i hög koncentration. Detta är fluoren vid station 16, som avviker från övriga stationer och från övriga ämnen på denna station.

Tabell 5 a-c: Halterna (ng/g torrsvikt) av olika PAH:er och summaparametrar i ytsediment på stationer i a) Grebbestad samt på referensstationen och b) Sannäsfjorden. Halterna är klassade enligt Josefsson (2017) i fem klasser (6c) utifrån hur halterna är jämfört med svenska ytsediment i allmänhet: mycket låg halt (blå färg), låg halt (grön färg), medelhög halt (gul färg), hög halt (orange färg) och mycket hög halt (röd färg). Klassning redovisas i en separat förklaringsstabell. Acenaften kan bara klassas i tre klasser, där medelhög halt är den lägsta klassen, medan fluoren bara kan klassas i fyra halter, där låg halt är den lägsta halten.

a)

Station	1	2	3	4	5	6	8	11	9	10	33 = REF
Acenaften	16,8	8,6	5,0	4,4	4,1	1,5	2,4	4,81	7,60	2,6	0,3
Fluoren	37,4	13,8	11,6	11	8,7	3,6	6,6	14,5	27,2	9,6	1,2
Fenantren	268	109	78,8	91,5	66,7	19,7	54,6	55,5	89,0	138	6,6
Antracen	99,1	57,1	42,9	43,9	31,5	5,9	16,7	16,3	29,2	33,8	1,8
Fluoranten	468	278	190	146	217	33,5	97,2	78,3	215	265	12,4
Pyren	532	327	247	178	165	49,3	74,7	72,6	156	194	18,3
Bens[a]antracen*	403	190	137	107	100	31,9	39,2	45,7	98,4	113	5,1
Krysen*	392	171	145	112	98,6	35,7	51,9	27,7	88,9	107	5,4
Bens[b]fluoranten*	594	322	318	217	215	78,9	102	122	155	150	20,9
Bens[k]fluoranten*	252	126	127	81,2	85,1	33,7	48,3	33,7	65,5	66,2	8,6
Bens[a]pyren*	424	200	165	114	128	38,5	62,5	47,5	91,8	103	8,0
Dibens[a,h]antracen*	70,1	38,1	36,7	25,1	29,5	9,9		22,1	13,5	20,9	2,9
Bens[g,h,i]perylene	321	176	171	121	123	54,7	75,8	64,6	61,0	89,7	15,3
Indeno[cd]pyren*	359	207	195	134	115	61,3	59,0	62,5	59,1	73,7	13,9
PAH, summa 11	4112	2162	1816	1345	1344	443	682	626	1109	1334	116
PAH, summa M	1404	785	570	471	489	112	250	237	517	641	40,3
PAH, summa H	2815	1429	1294	911	894	345	439	426	633	724	80,1

b)

Station	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	31	32
Acenaften	0,45	0,75	0,60	0,40	4,8	0,60	0,90	0,90	0,70	0,80	0,60	0,70	0,70	1,0	1,3	1,2	1,6	1,0	0,60	1,1
Fluoren	2,1	4,1	1,9	2,0	19,8	2,1	2,4	3,4	2,8	3,3	2,6	2,5	2,5	4,0	4,5	4,4	5,6	3,3	2,1	3,1
Fenantren	7,80	17,4	8,20	8,40	29,5	9,70	17,9	17,3	17,2	20,6	14,2	16,4	14,7	20,8	33,9	25,3	34,1	26,4	25,8	25,1
Antracen	3,5	6,4	3,2	2,7	10,0	4,2	4,6	5,9	8,4	8,1	5,3	4,8	6,4	7,0	7,2	7,5	9,2	8,7	10,1	4,4
Fluoranten	19,2	36,6	16,5	19,8	36,0	24,4	50,6	45,2	52,5	50,1	36,0	46,1	49,0	53,2	64,2	67,7	77,6	71,8	85,6	53,0
Pyren	15,8	30,6	23,8	17,0	35,1	21,9	44,2	35,6	38,5	38,5	36,6	44,4	42,3	41,5	62,8	56,4	65,3	58,9	69,4	48,9
Bens[a]antracen*	7,6	13,5	11,0	7,7	15,5	10,1	11,0	20,7	21,9	21,9	17,3	23,7	26,5	24,6	34,4	33,1	37,2	35,3	45,0	19,7
Krysen*	9,00	19,1	13,8	9,60	15,2	11,9	18,9	20,9	25,1	26,2	18,2	24,7	25,9	24,5	38,0	33,1	42,7	42,7	36,2	19,4
Bens[b]fluoranten*	35,7	55,5	41,8	36,8	59,2	38,0	39,0	87,5	72,6	76,1	71,9	101	89,6	97,9	106	117	164	90,3	74,9	49,5
Bens[k]fluoranten*	12,3	19,9	14,6	12,2	22,9	14,8	14,0	29,7	24,5	26,7	28,9	39,8	34,7	37,7	43,9	45,0	72,4	47,5	29,4	19,0
Bens[a]pyren*	11,8	21,3	14,8	12,2	19,6	14,9	14,7	29,9	30,3	28,9	24,8	36,6	36,8	36,1	46,4	49,2	57,1	51,4	45,8	26,6
Dibens[a,h]antracen*	4,3	6,9	5,6	3,8	5,9	5,3	4,8	11,8	10,1	10,1	10,1	14,0	12,6	16,0	15,3	19,6	18,9	7,7	8,3	5,6
Bens[g,h,i]perylene	24,8	38,7	32,5	20,0	30,3	27,0	24,7	57,6	48,6	41,1	54,2	77,1	60,5	75,7	89,7	90,9	87,1	59,0	38,2	36,4
Indeno[cd]pyren*	20,6	31,1	35,9	17,6	28,9	25,4	27,6	51,0	40,9	37,3	64,3	89,4	51,8	66,5	102	99,6	118	49,6	47,3	40,2
PAH, summa 11	168	290	216	164	302	202	267	401	381	376	372	504	438	486	628	624	764	542	508	342
PAH, summa M	48,3	95,1	53,6	49,9	130	62,3	120	107	119	121	94,7	114	115	127	173	161	192	169	193	135
PAH, summa H	126	206	170	120	198	147	155	309	274	268	290	406	338	379	475	487	597	384	325	216

* De PAH:er som har klassats som cancerogena är markerade med en asterisk, vilket är alla som ingår i gruppen PAH-H förutom bens[g,h,i]perylene som inte konstaterats vara cancerogen.

PAH summa II omfattar fenantren, antracen, fluoranten, pyren, bens[a]antracen, krysen, bens[b]fluoranten, bens[k]fluoranten, bens[a]pyren, bens[g,h,i]perylene och indeno[cd]pyren.

PAH summa M omfattar fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren medan

PAH summa H omfattar bens[a]antracen, krysen, bens[b]fluoranten, bens[k]fluoranten, bens[a]pyren, dibens[ah]antracen, bens[g,h,i]perylene och indeno[cd]pyren.

c)

Klassning	
1	Mycket låg halt
2	Låg halt
3	Medelhög halt
4	Hög halt
5	Mycket hög halt

4.4.3 PAH:er i vatten

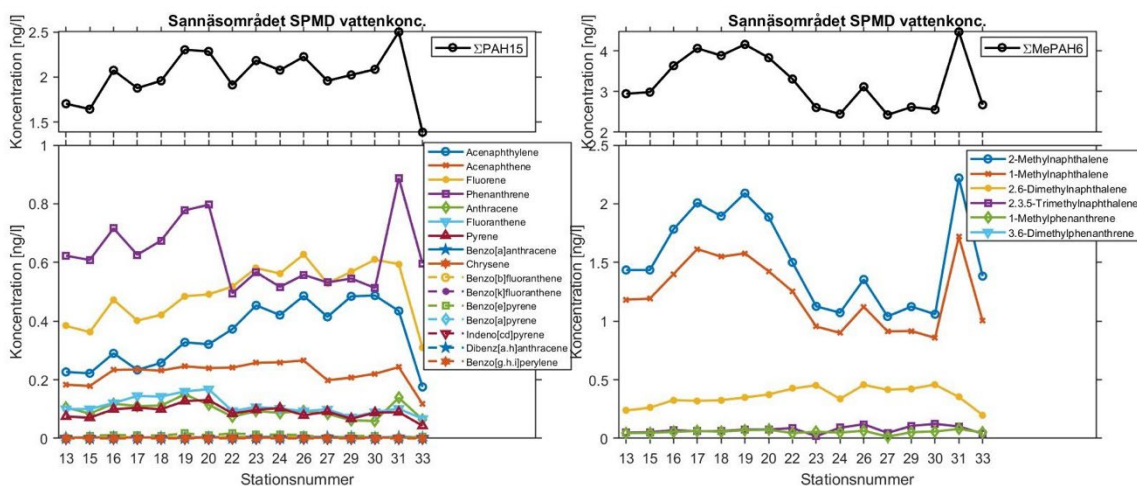
I det här projektet har vi använt oss av passiva provtagare (SPMD) för att mäta koncentrationen av PAH:er i vattnet. Sommaren 2017 placerades en provtagare på varje bur med ostron/musslor vilka hölls på 3 meters vattendjup (fig.8). Dessa ersattes med en ny provtagare efter 3 veckor. I texten nedan redovisas både de beräknade koncentrationerna av PAH:er i vattenmassan, som baseras på membranhalterna och de faktiska membranhalterna. Membranhalterna redovisas för att underlätta jämförelser med en annan studie där enbart dessa redovisas. Eftersom de tyngre PAH:erna har låga vattenlösligheter finns dessa i mindre utsträckning i vattenmassan men en liten andel av dessa finns ändå i vattnet och i och med att de är fettälskande kan de sorberas på membranet i provtagarna. Membranhalterna ger därför också en möjlighet att mer direkt jämföra med förekomsten av PAH:er i musslor och ostron som också anrikas tyngre PAH:er i sin fettvävnad.

4.4.3.1 PAH-koncentrationer i vatten, Sannäsfjordsområdet och Grebbestad

Resultaten visar att koncentrationerna av PAH:er i vattnet är relativt jämnt fördelade i Sannäsfjordsområdet (fig.26). Det syns dock en svag generell höjning i koncentrationen av Σ PAH15 längs fjordprofilen utåt havet från 1,7 ng/l vid station 13 till 2,5 ng/l vid station 31. De PAH:er med tydligast successiv ökning längs profilen ut mot området utanför fjordmynningen är fluoren och acenaftylen.

En tydlig lokal avvikelse kan däremot ses i halterna av fenantren som är förhöjda i den inre delen av fjorden i anslutning till Sannäs samhälle och marinor, från stationerna 16 till 20. Därefter minskar dessa tydligt. Station 31 avviker också här med högre PAH-koncentrationer vilket vi för närvarande inte har någon förklaring till. På station 33, referensstationen väster om Havstenssund, är koncentrationerna lägre än vid någon station längs Sannäsprofilen, med undantag för fenantren.

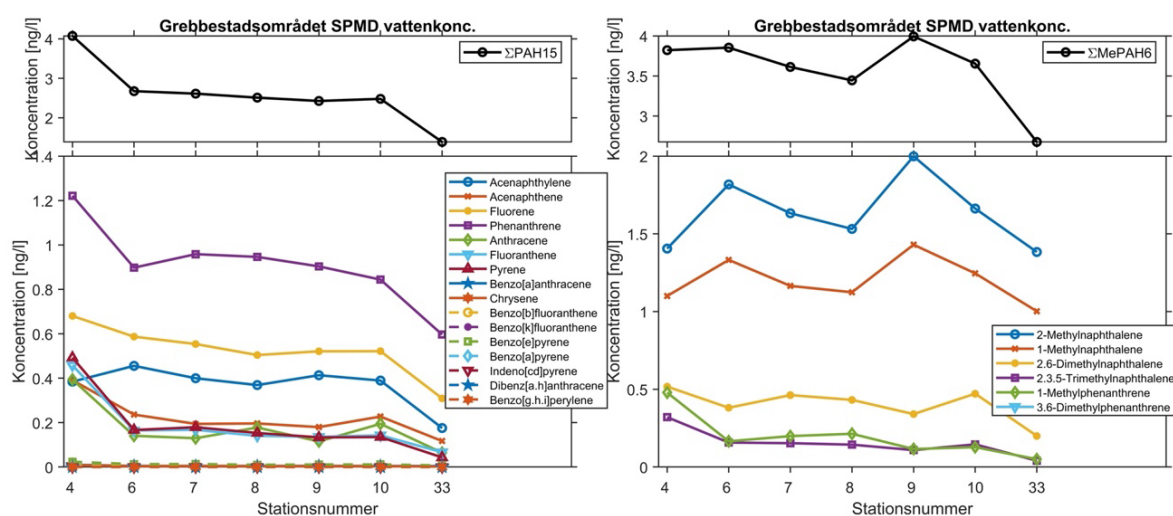
De metylerade PAH:erna uppvisar ett tydligt mönster där 2-metylnaftalen och 1-metylnaftalen är de mest förekommande med de högsta koncentrationerna längs profilsträckningen i anslutning till Sannäs samhälle och marinor. Därefter ligger koncentrationerna på en betydlig lägre och relativt konstant nivå och utan större avvikelser. De är dock fortsatt betydligt högre än de andra metylerade PAH:erna, undantaget station 31. Referensstationens (Stn. 33) innehåll av metylerade PAH:er liknar i hög grad koncentrationerna i den yttre delen av Sannäsfjorden (Stn. 23–30).



Figur 26. Koncentrationer av PAH:er i vatten (ng/l) i Sannäsfjordområdet, station 13-31 samt referensstationen, stn. 33. Standard PAH:er och benso[e]pyren visas till vänster och metylerade PAH:er till höger. De övre figurerna visar respektive summor. Notera skillnader i skalor.

I Grebbestadsområdet uppträder de högsta halterna av PAH:er i vattnet inne i Grebbestads hamn (fig.27). Koncentrationen längs profilerna utanför hamnområdet är väldigt lika, från stationerna 6 till 10. I hamnen (Stn. 4) är det som vid Sannäs hamn och marinor, fenantren som uppvisar den högsta koncentrationen, och för övriga PAH:er syns samma dominans som vid Sannäs samhälle. Koncentrationen Σ PAH15 vid station 4 (4 ng/l) är nästan dubbelt så hög jämfört med Sannäs och mer än 3 gånger så hög som referensstationen (1,4 ng/l, Stn. 33).

De metylerade PAH:erna uppvisar något annorlunda mönster än standard PAH:erna, med liknande halter av Σ MePAH6 längs hela profilen i Grebbestadsområdet, varierande mellan ca. 3,5 och 4 ng/l. Vi ser här inte någon markant förhöjning inne i Grebbestads hamn. Något högre koncentrationer uppträder dock på station 9, vid Tanumstrand. I Grebbestadsområdet är det också de två metylerade PAH:erna 2-metylnaftalen och 1-metylnaftalen som förekommer i högst koncentrationer men de högsta halterna av dessa ämnen uppmättes utanför innersta hamnen.

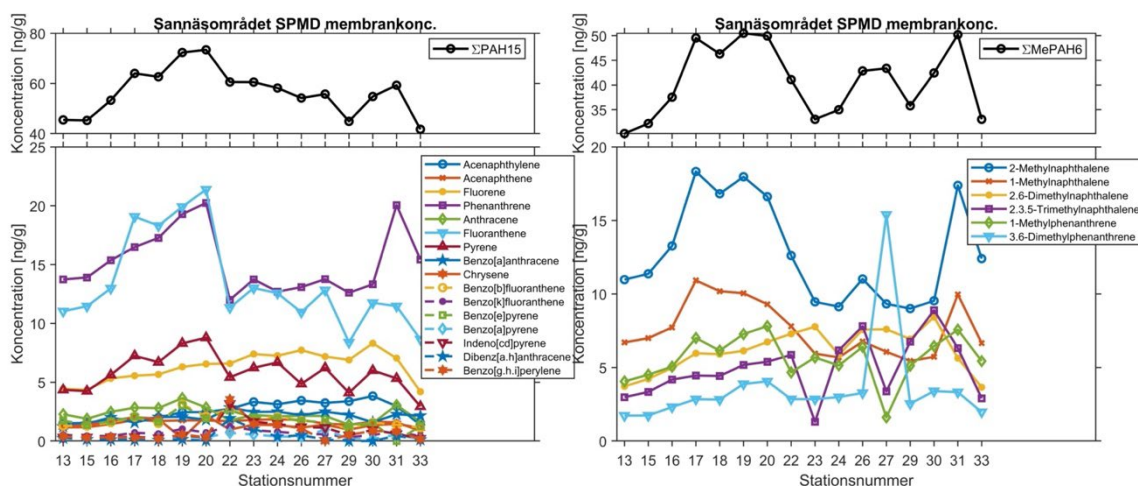


Figur 27.

Koncentrationer av PAH:er i vatten (ng/l) i Grebbestadsområdet, station 4-10 samt referensstationen, stn. 33. Standard PAH:er och benzo[e]pyren visas till vänster och metylerade PAH:er till höger. De övre figurerna visar respektive summor. Notera skillnader i skalor.

4.4.3.2 SPMD membranhalter i Sannäs fjords- och Grebbestadsområdet

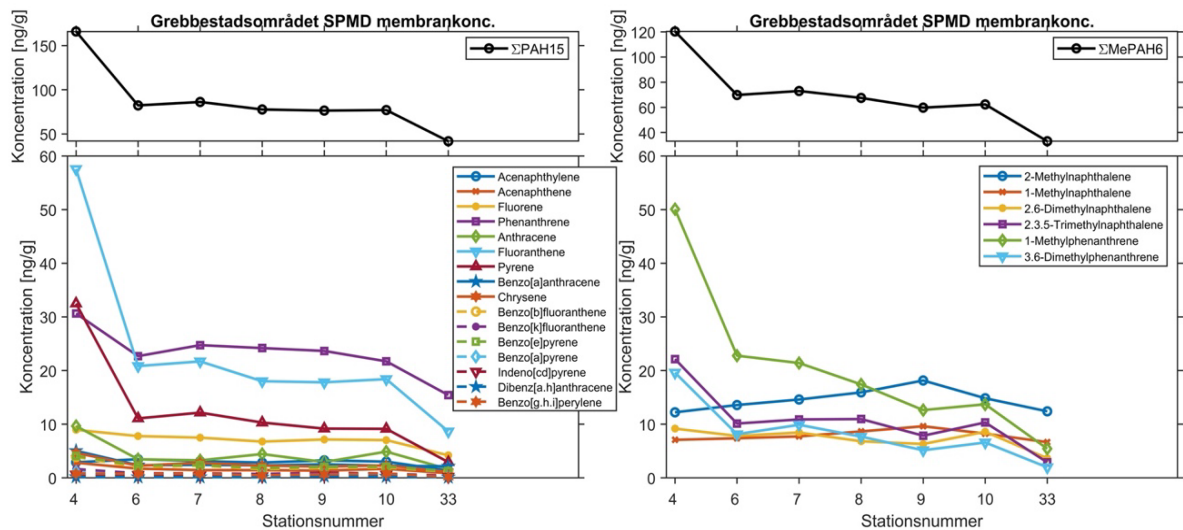
För att jämföra våra resultat med en annan studie av PAH:er från fritidsbåtsavgaser i vattnet (Rice m.fl. 2008) redovisar vi SPMD:s membranhalter. I Sannäs fjordsområdet (fig.28) domineras membranhalterna av fluoranten, fenantren och pyren i den inre delen av fjorden. De beräknade koncentrationerna i vattnet domineras däremot av fenantren och fluoren. Bland de metylerade PAH:erna på membranen dominerar 2-metylnaftalen och 1-metylnaftalen.



Figur 28. SPMD membranhalter (ng/g) i Sannäsområdet, station 13-31 samt referensstationen, stn. 33.

I Grebbestadsområdet ökar membran-koncentrationerna av Σ PAH15 in mot Grebbestads hamn (fig.29). Koncentrationerna vid stationerna 6 till 10 är likartade, men vid station 4 inne i hamnen ökar koncentrationen av PAH:er markant. Det är främst fluoranten, pyren och fenantren som har förhöjda koncentrationer vid dessa två stationer, alltså liknande dominans som vid Sannäs samhälle men med betydligt högre halter i Grebbestad. Koncentrationen vid station 4 (170 ng/g) är mer än 2 gånger så hög jämfört med Sannäs och mer än 3 gånger så hög som referensstationen (50 ng/g, Stn. 33).

De metylerade PAH:erna uppvisar ett likartat mönster som standard-PAH:erna, med högre halter, ca. 120 ng/g, i Grebbestads hamn och därefter jämnt fördelade lägre halter utanför hamnens närområde. Här är det främst en metylerad PAH som avviker, 1-metylfenantren som ökar i koncentration och tillhör de lite tyngre metylerade PAH:erna. Denna metylerade PAH är också framträdande i anslutning till Sannäs hamn, men inte den dominerande. Två metylerade PAH:er som också visar förhöjda halter i Grebbestads hamn är 2,3,5-trimetylnaftalen och 3,6-dimetylfenantren. Detta är ett mönster som är samstämmigt med innehållet i både ostron och musslor som levtt i burar i Grebbestads hamn (se nedan).



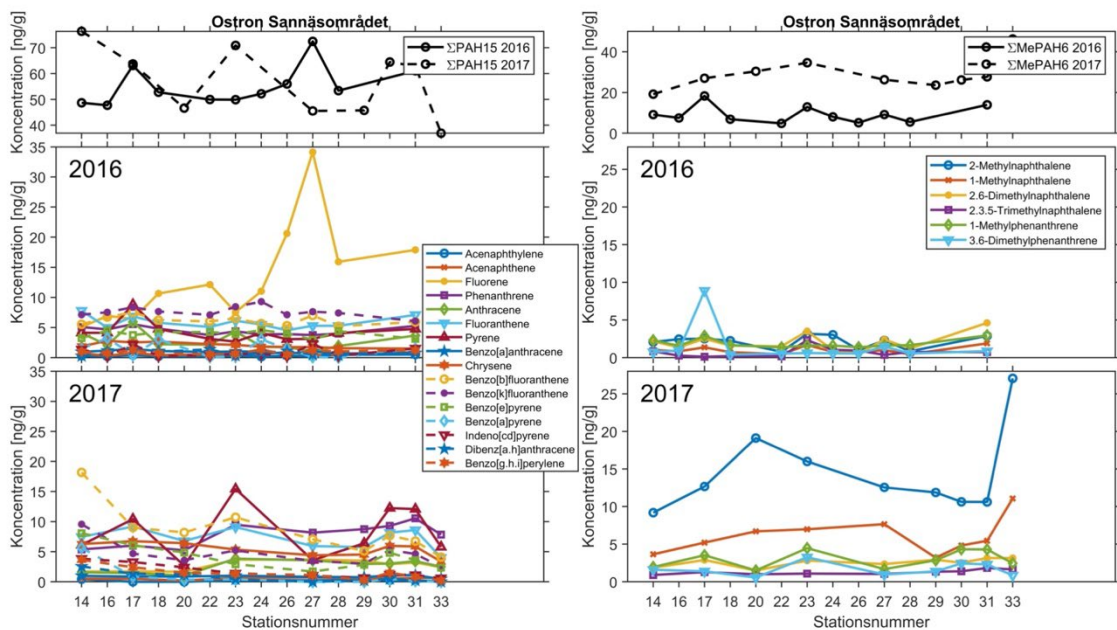
Figur 29.
SPMD membranhalter (ng/g) i Grebbestads-området, station 4-10 samt referensstationen, stn. 33.

4.4.4 Spatial fördelning av PAH:er i ostron

Resultaten för ostron och musslor från burstationerna är presenterade som medelvärden av duplikat under 2016 och triplikat 2017. För att visa spridningen av duplikaten och triplikaten finns alla data presenterade i figur A4 och A5 i appendix. Koncentrationerna av PAH:er i ostron (fig.A4) visar liten spridning för de flesta stationerna men det finns stationer där upptagen av vissa ämnen är relativt stor. Som exempel är koncentrationen av fluoren 1,0 ng/g respektive 12 ng/g för duplikatet från station 17 år 2016. För samma ämne är största och minsta värde 14 ng/g resp. 26 ng/g för triplikatet från station 5 år 2017.

I Sannäsfjorden varierar koncentrationen av Σ PAH15 i ostronen som levit i burar längs profilsträckningen mellan 45 och 85 ng/g torrsvikt. Vi ser ingen tydlig trend för koncentrationerna av Σ PAH15. När det gäller specifika ämnen ökar dock fluoren något utåt i fjorden sommaren 2016 (fig.30). Resultaten från sommaren 2017 visar en svag ökning av pyren och fenantren utåt i fjorden.

Sommaren 2017 innehåller ostronen väsentligt högre koncentrationer av de metylerade PAH:erna jämfört med 2016. Det ämne som främst utmärker sig är 2-metylnaftalen med högsta halter, ca 20 ng/g, vid station 20 nära Sannäs samhälle och marina (fig.30). Sommaren 2016 är Σ MePAH6 halterna generellt lägre och visar ingen trend. Vid referensstationen utmärker sig 2-metylnaftalen med högre halter, högre än någon station i Sannäsfjordsprofilen vilket vi f.n. saknar förklaring till.



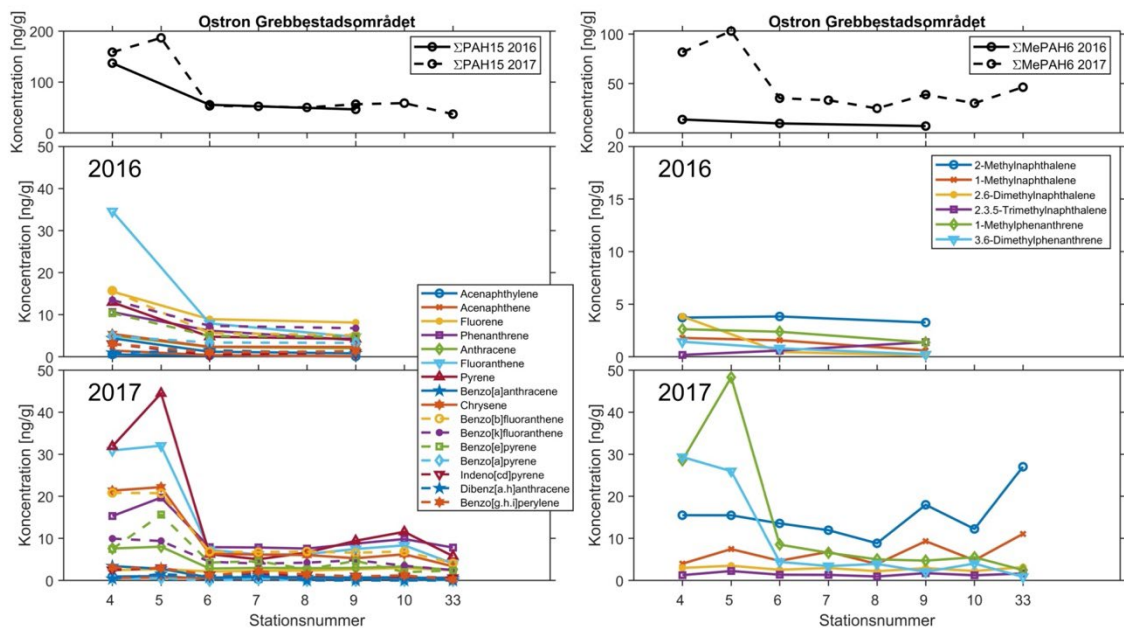
Figur 30.

Koncentrationer av standard PAH:er (ng/g torrsvikt) och benso[e]pyren (till vänster) och metylerade PAH:er (till höger) i ostron från burar som placerats ut på de undersökta stationerna i Sannäsområdet och på referensstationen (stn. 33), 2016 och 2017. De övre figurerna visar respektive summer. Observera skillnader i skalor i diagrammen.

I Grebbestadsområdet är koncentrationen av Σ PAH15 som högst i de ostron som placerats i Grebbestads hamn (160-190 ng/g) jämfört med de ostron som befunnit sig längre bort från Grebbestad (50-60 ng/g) (fig.31). Både 2016 och 2017 ser vi samma trender och koncentrationerna är i samma nivå båda åren. De dominerande PAH:erna är fluoranten, pyren, krysens, benso[b]fluoranten och fenantren. Här kan också benso[e]pyren nämnas.

Koncentrationen av de metylerade PAH:erna i Grebbestadsområdet under 2016 och 2017 skiljer sig åt med tydligt högre halter 2017. Sommaren 2016 är koncentrationerna av de metylerade PAH:erna konstanta och låga, medan de 2017 uppvisar ett liknande mönster som Σ PAH15, med tydligt förhöjda koncentrationer i Grebbestads hamn.

Vi ser också att i ostronen som befunnit sig i Grebbestads hamnområde 2017 (Stn. 4 och 5), domineras av metylerade fenantrener medan de metylerade naftalenerna i ostronen är mer eller mindre konstanta längs profilsträckningen. Vid referensstationen (Stn. 33) sticker 2-metylnaftalen ut med högre halter, högre än någon annan station i Grebbestadsområdet, även hamnen inkluderad. I innersta hamnområdet i Grebbestad visar inte 2-metylnaftalen några förhöjda halter.



Figur 31.
 Koncentrationer av standard PAH:er (ng/g torrsvikt) och benso[e]pyren (till vänster) och metylerade PAH:er (till höger) i ostron från burar som placerats ut på de undersökta stationerna i Grebbestadsområdet samt på referensstationen (stn. 33), 2016 och 2017. De övre figurerna visar respektive summor. Observera skillnader i skalor i diagrammen.

4.4.5 Spatial fördelning av PAH:er i musslor

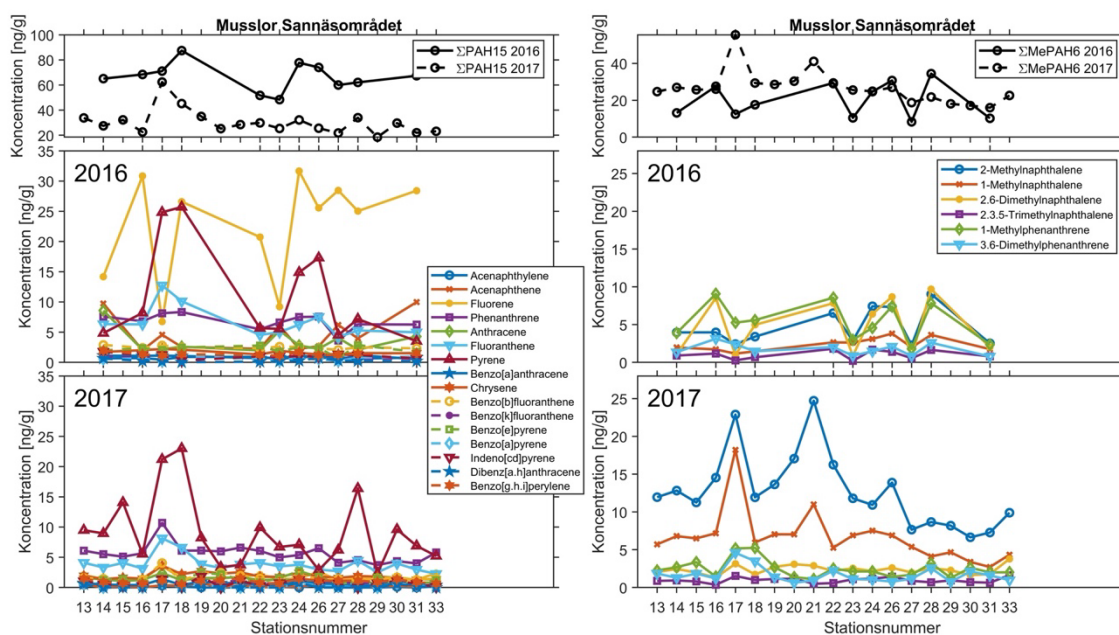
Duplikaten och triplikaten för musslor (Appendix, fig. A5) visar generellt något större spridning än för ostron. Notera att spridningen är speciellt stor för fluoren och en del andra ämnen (bl.a. acenaften och antracen) under 2016 samt att station 17 har stor spridning för många ämnen år 2017.

Musslorna som levde i burar längs Sannäsfjorden visar på tydliga skillnader i koncentration av PAH:er mellan åren 2016 och 2017 (fig.32). Sommaren 2016 är koncentrationen av Σ PAH15 generellt högre än 2017 men samtidigt betydligt mer varierande.

De PAH:er som dominerar skiljer sig också åt mellan 2016 och 2017. Sommaren 2016 dominerades Σ PAH15 av fluoren och pyren, men sommaren därpå, 2017, dominerades Σ PAH15 egentligen bara av pyren, men som nämnts ovan var koncentrationerna generellt lägre 2017. Jämfört med standard-PAH:erna så är summan av de metylerade PAH:erna högre 2017 jämfört med 2016. Skillnaden är dock inte så stor, vilket syns bäst i Σ MePAH6. En tydlig skillnad är emellertid att koncentrationen av 2-metylnaftalen och 1-metylnaftalen förekommer i betydligt större utsträckning 2017 än övriga metylerade

PAH:er 2016. Under 2016 var fördelningen mellan de analyserade metylerade PAH:erna också betydligt jämnare.

Stora mellanårsvariationer i musslors halter av PAH:er har tidigare observerats i samband med t.ex. marin miljöövervakning i Skagerrak och Kattegatt. Boalt m.fl. (2010) konstaterar att detta är ett vanligt fenomen och att det krävs mätserier om 20-40 år för att upptäcka tydliga förändringar över tid.

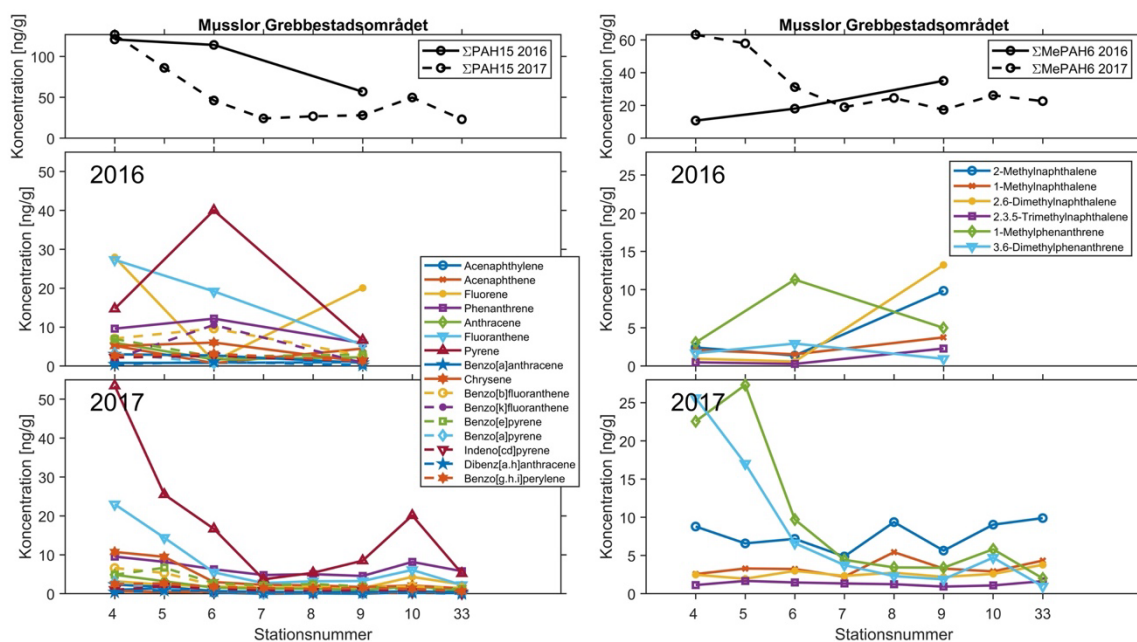


Figur 32. Koncentrationer av standard PAH:er (ng/g torrsvikt) och benso[e]pyren (till vänster) och metylerade PAH:er (till höger) i blåmusslor från burar som placerats ut på de undersökta stationerna i Sannäsområdet och på referensstationen (stn. 33), 2016 och 2017. De övre figurerna visar respektive summor. Observera skillnader i skalor i diagrammen.

I musslor från burarna i Grebbestadsområdet är koncentrationerna av Σ PAH15 och Σ MePAH6 olika för åren 2016 och 2017 (fig. 33). För sommaren 2016 var koncentrationerna av Σ PAH15 högre (ca 120 ng/g) i prover från hamnen och i stationen utanför (stn. 4 och 6) jämfört med de musslor som befunnit sig längre bort (stn. 9). Observera att 2016 hade vi endast tre stationer i Grebbestadsområdet.

Under sommaren 2017 såg mönstret lite annorlunda ut med höga koncentrationer (ca 120 ng/g) av Σ PAH15 i prover inne i hamnen (Stn. 4) men med en tydlig gradvis minskning med avståndet till hamnen. En viss förhöjning ses också på station 10, vid Tanumstrand. Ett likartat mönster uppvisar Σ MePAH6 (2017) med betydligt högre koncentrationer på ca 60 ng/g i prover inne i hamnen och lägre koncentrationer vid stationerna 6–10.

Sommaren 2016 ser vi en helt annan koncentrationsgradient av Σ MePAH6, då återfinns de lägsta koncentrationerna i prover inne i hamnen. Sommaren 2016 dominerades Σ PAH15 i musslorna av fluoren, fluoranten och pyren medan de mest förekommande PAH:erna 2017 är endast fluoren och pyren.



Figur 33. Koncentrationer av standard PAH:er (ng/g torrvtikt) och benso[e]pyren (till vänster) och metylerade PAH:er (till höger) i kött från blåmusslor i burar som placerats ut på de undersökta stationerna i Grebbestadsområdet och på referensstationen (stn. 33), 2016 och 2017. De övre figurerna visar respektive summer. Observera skillnader i skalor i diagrammen.

4.4.6 Tidsvariationer av PAH:er i Sannäsfordens ytvatten

Under sommaren 2018 sattes passiva provtagare ut (SPMD) vid station 23 i 3-veckorsintervall mellan den 29 april och den 14 oktober (på 1m och 3m vattendjup) och under sommaren 2019 mellan den 16 juni och 7 september (1m djup) (fig.34). Under sommaren 2018 följer koncentrationen från båda mätdjupen varandra i stort, både avseende koncentrationer och sammansättning. Förhöjda halter av Σ PAH15 upp emot 2 ng/l, kan ses för perioderna 20/5-10/6, 1/7-21/7 samt 31/8-14/10, då för framför allt koncentrationerna av

fenantren och fluoren. Den intensivaste båtperioden sträcker sig mellan en vecka in i juli fram till en vecka in i augusti. Tyvärr förlorades viktiga 2018-prover för perioden 21/7 till 12/8 (då den intensiva båtperioden fortfarande pågick) samt 14/10 till 4/11. Sommaren 2018 kan man också se en ökning av främst fenantren under höstperioden 31/8 till 14/10 vilken sammanfaller med den mest intensiva hummerfiskeperioden som det året startade 24 september.

De metylerade PAH:erna visar en tydlig koncentrationstopp mellan 20 maj och 10 juni, för båda djupen och ämnena 2-metylnaftalen och 1-metylnaftalen. Under perioden 1 juli till 21 juli, med intensiv båttrafik, har dessa ämnen en tydlig minskning samtidigt som 2,6-dimetylnaftalen ökar något. Provet för nästkommande period saknas som angivits ovan och tillåter därmed inte någon säker tolkning av dessa ämnen, men provet 6-28 juli 2019 visar en förhöjning av 2,6-dimetylnaftalen. Under perioden 31 augusti till 14 oktober 2018 är halterna av de metylerade PAH:erna mycket låga. Några förhöjda koncentrationer av de metylerade PAH:erna i samband med hummerfisket kan således inte konstateras.

Sommaren 2019 kan vi se en koncentrationsökning under perioden 1 juni till 28 juli. För Σ PAH15 syns en tydlig topp för perioden 6-28 juli och då främst koncentrationerna av fenantren och fluoren. Under nästkommande treveckorsperiod 28 juli till 18 augusti, minskar alla koncentrationer betydligt för att åter öka under nästa period 18 augusti till 7 september, speciellt fenantren. Sensommaren 2019, juli till augusti blev mycket nederbördsrik och sval. Det kan inte uteslutas att de låga koncentrationerna i tidiga augusti påverkats av väderförhållandena med låg båtaktivitet.

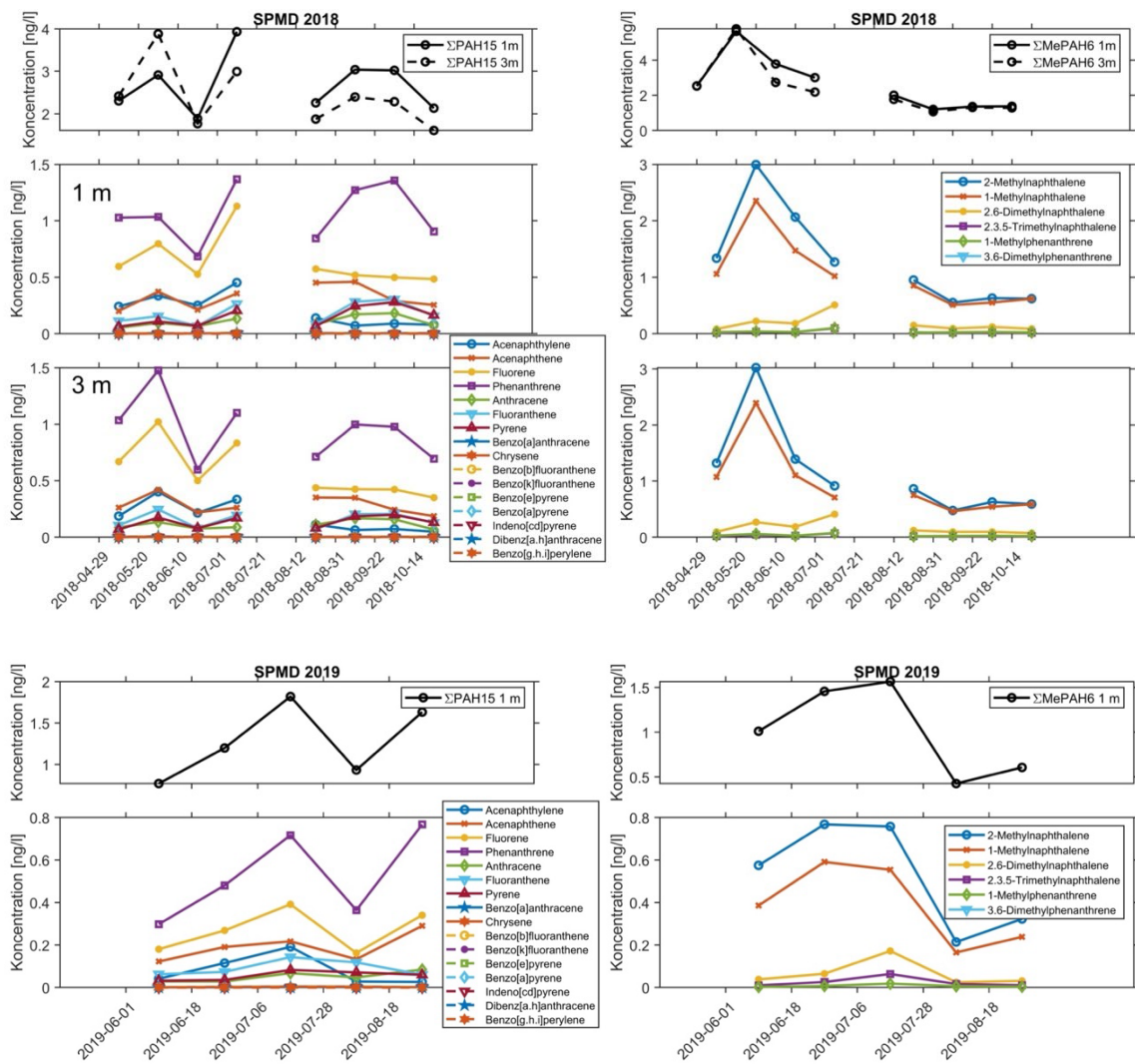
Metylerade PAH:er mätta under 2019 speglar en liknande ökning som standard PAH:erna, med en successiv koncentrationsökning och topp för perioden 6-28 juli. Precis som 2018 är det 2-metylnaftalen och 1-metylnaftalen som dominerar kraftigt. Också en ökning av halten för 2,6-dimetylnaftalen syns under perioden 6 till 28 juli. Någon jämförelse med hummerfiskeperioden kan inte göras 2019 då mätperioden slutade innan dess.

Vid en jämförelse mellan de olika mätningarna med, 2017-2019, under juli och början av augusti, kan man konstatera att vid station 23 är sammansättningen av standard PAH:er och metylerade PAH:er väldigt lika.

Variationerna mellan koncentrationerna i vatten är inte avsevärda men för 2018 varierade Σ PAH15 mellan ca 0,8 och 2 ng/l och Σ MePAH6 mellan 0,8 och 3 ng/l.

Sommaren 2019 varierade PAH:erna på samma station: Σ PAH15 som året innan, mellan ca 0,8 och 1,8 ng/l medan Σ MePAH6 varierade mellan ca 0,2 och 0,8 ng/l.

Sommaren 2017 (Stn. 23) har vi endast medelvärden för hela 6-veckorsperioden (fig.26) och de är för Σ PAH15 ca 2,25 ng/l och för Σ MePAH6 2,5 ng/l.



Figur 34.

Tidsvariationer av vatten-koncentrationer av PAH:er från station 23 i Sannäs fjorden baserade på passiva provtagare (SPMD) som varit placerade i sjön under en kortare period och sedan ersatts med en ny provtagare efter 3 veckor. Data är från somrarna 2018 och 2019. Under 2018 fanns provtagare på 1 meter och 3 meters vattendjup och under 2019, endast på 1 meters djup. Datumen på respektive stapel visar dagen då en ny provtagare sattes ut och datapunkterna representerar de tre följande veckornas exponering. De sista provtagarna togs upp ur sjön 2018-11-04 och 2019-09-07.

4.4.7 Metaller och kol i sediment

Inom föreliggande studie används metaller i sediment för dateringsändamål men samtidigt utgör de en indikation på generell miljöbelastning och miljöstatus. Här nedan redovi-

sas resultaten av metallanalyserna, spatialt i Grebbestads hamn samt i en ca. 2 m lång sedimentkärna från Sannäs fjordens djupbassäng (Stn. 25). Detta för att erhålla en åldersmodell för PAH:ernas temporala utbredning.

4.4.7.1 Spatial utbredning av metaller i Grebbestads hamn



*Figur 35.
Drönbild över Grebbestads hamn med omnejd, med stationerna 1-11 och 61 (KV, Kämpersvik) samt strömmättningsstationen * TS inlagda i bilden. Koncentrationerna av metaller i hamnsedimenten visas i Tabell 6.
För lokalisering och positioner se fig. 2 och tabell 1. (Foto: Dahlbergmedia.)*

På fyra stationer (stn. 1-4) i Grebbestads hamn provtogs ytsediment (0–2 cm) och analyserades med avseende på metallhalt (fig. 35 och Tabell 6. Resultaten påvisar en kraftig metallbelastning i hela hamnen med de högsta halterna längst in, där särskilt koppar sticker ut. Koppar används i stor omfattning inte minst i båtbottnfärger för att undvika påväxt (antifouling). Största avvikelserna uppmättes i stationerna 1-3 med klassen 5, ”Mycket stor avvikelse”. På station 4 visade halterna på ”Stor avvikelse”. Också metal-

lerna zink och kadmium visade generellt stora avvikelser med klass 4 på samtliga stationer, med undantag för zink på station 1 som hade högsta klass 5, Mycket stor avvikelse. Även kvicksilver visade höga halter på stationerna 1 och 3. Det finns ekotoxikologiskt baserade gränsvärden för kadmium och bly i sediment på 2,3 respektive 120 mg/kg torr- vikt (HVMFS, 2020). Dessa värden överskrids inte på någon av stationerna. Metallhal- terna visar generellt på höga halter som en följd av en intensiv maritim hamnverksamhet. Höga halter av tenn från de tidigare tillåtna antifoulingfärgerna med tributyltenn (TBT) påträffades också i Grebbestads hamn, vilket Magnusson m.fl. (2011) påvisade, med nära 100 % imposex (sterila och maskuliniserade nätsnäckshonor, *Nassa reticulata*) innerst i hamnen.

Tabell 6 a-b. a) Metallkoncentrationer i sediment (0-2 cm) (mg/kg TS) i Grebbestads hamn, 0-2 cm. b) I tabell 6b redovisas klassningssystemet, det vill säga hur mycket hal- terna avviker från etablerade jämförvärden (Naturvårdsverket 1999).

a)

Station	1	2	3	4
As	13	14	19	21
Cd	2	1,8	1,5	1,2
Cu	138	119	114	75
Zn	388	286	250	218
Co	5,5	5,9	5,8	6,8
Hg	0,4	0,3	1,3	0,2
Pb	37	35	77	28

b)

Klass	1	2	3	4	5
	Ingen/ obetydlig avvikelse	Liten avvikelse	Tydlig avvikelse	Stor avvikelse	Mycket stor avvikelse
As	<10	10-17	17-28	28-45	>45
Cd	<0,2	0,2-0,5	0,5-1,2	1,2-3	>3
Cu	<15	15-30	30-49,5	49,5-79,5	>79,5
Zn	<85	85-127,5	127,5-204	204-357	>357
Co	<12	12-20,4	20,4-34,8	34,8-60	>60
Hg	<0,04	0,04-0,12	0,12-0,4	0,4-1	>1
Pb	25	25-40	40-65	65-110	>110

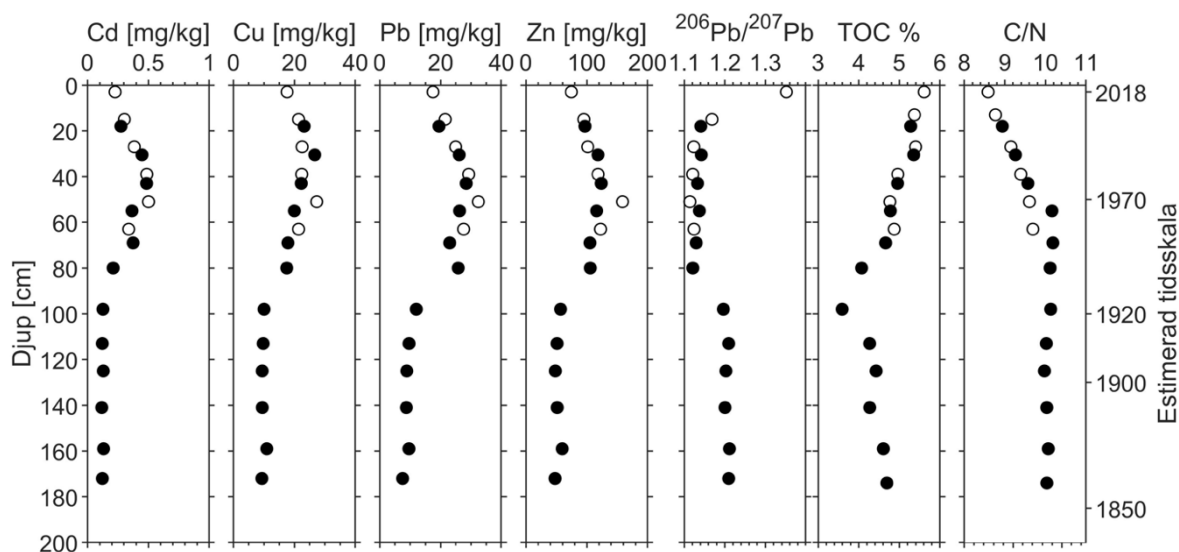
4.4.7.2 Historisk utbredning av metaller och kol i Sannäsfordens djupbassäng

Metallanalyser i en 2 m lång sedimentkärna från Sannäsfordens djupbassäng (Saltpannan), station 25, används här i huvudsak för att skapa en åldersmodell för sedimentkärnan. Metallernas temporala fördelning indikerar hur metallbelastningen varierat över tid vilket också ger oss ett dateringsverktyg för att dokumentera den historiska PAH spridningen. Högst var den regionala metallbelastningen runt 1975-1980 vilket här kan användas som en tidsmarkör i sedimenten (Robijn 2012; Polovodova m.fl. 2015; Moros m.fl. 2016). År 1975 skärps miljölagstiftningarna i Skandinavien vilket resulterar i generellt minskande metallutsläpp i havsmiljön, vilket blir synligt i sedimenten genom generellt minskande metallhalter från 1980-talet (fig.36). År 1982 förbjöd Sverige generell användning av kadmium (Cd) i produkter, vilket visar sig genom en tydlig minskning av kadmiumhalterna från ca. 40 cm sedimentdjup på station 25. Notera att metallhalterna i den urbana hamnmiljön i Grebbestad är väsentligt högre än i Sannäsforden (Jfr. Tabell 6 och fig. 36).

Kvoten av blyisotoperna $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ är också ett användbart dateringsverktyg då det indikerar användandet av ett exotiskt, främst australienskt importerat bly med annorlunda blyisotopfördelning, vilket tillsattes bensinen som antiknackningsmedel. De generellt lägsta kvoterna uppträder i mitten på 1970-talet då den största spridningen av avgasrelaterat bly från vägtrafiken ägde rum. Under 1990-talet förbjöds blyad bensin i hela Europa och vid denna tid ökar följaktligen kvoten igen (Renberg m.fl. 2001, Bindler m.fl. 2011). Förbudet mot blyad bensin visar sig också genom de tydligt minskande blykoncentrationerna i kärnan runt 30 cm djup. Den något senare avklingningen av koppar i sedimenten och i viss mån också zink, har noterats i flera marinor i norra Bohuslän (Nordberg, opublicerat material). Förklaringen till detta kan finnas i den stora flottan av norska fritidsbåtar med norska självpolerande antifoulingfärger. På Norges ocean kust är det tillåtet att måla båtarna med mycket höga kopparhalter. Besökande norska båtar är därför vanligen målade med denna typ av antifoulingfärger.

Inom denna studie har vi även bestämt innehållet av organiskt kol (TOC) och kol/kväveförhållandet (fig.36). Resultaten visar hur kolhalten varierar över tid och då sedimentlagerföljden inte varierar i kornstorlek över tid, bör variationen i kol i huvudsak vara orsakad av förändringar i primärproduktionen. Lägsta kolhalterna uppträder runt 1920-1930-talen, vilket också observerats i andra tröskelfjordar på västkusten (Gustafsson och Nordberg 2002). Kolhalten ökar därefter successivt upp mot sedimentytan.

Under 1800-talets mitt var kolhalterna också höga, runt 5 %. Även kol/kvävekquoterna uppvisar en intressant utveckling med en tydlig förändring vid ca 50 cm djup, då mängden kväve ökar i förhållande till kolmängden vilket inträffar under tidigt 1970-tal. Från denna tid minskar kvoten från ca 10, ner mot ca 8,5 idag. Generellt tolkar man detta som att systemet blivit mer näringsrikt och kan vara en indikation på en eutrofieringsprocess, även om försiktighet i en sådan tolkning är viktig då kväve frisätts snabbare från sediment än kol och detta innebär att C/N kvoten ökar i de äldre sedimenten.

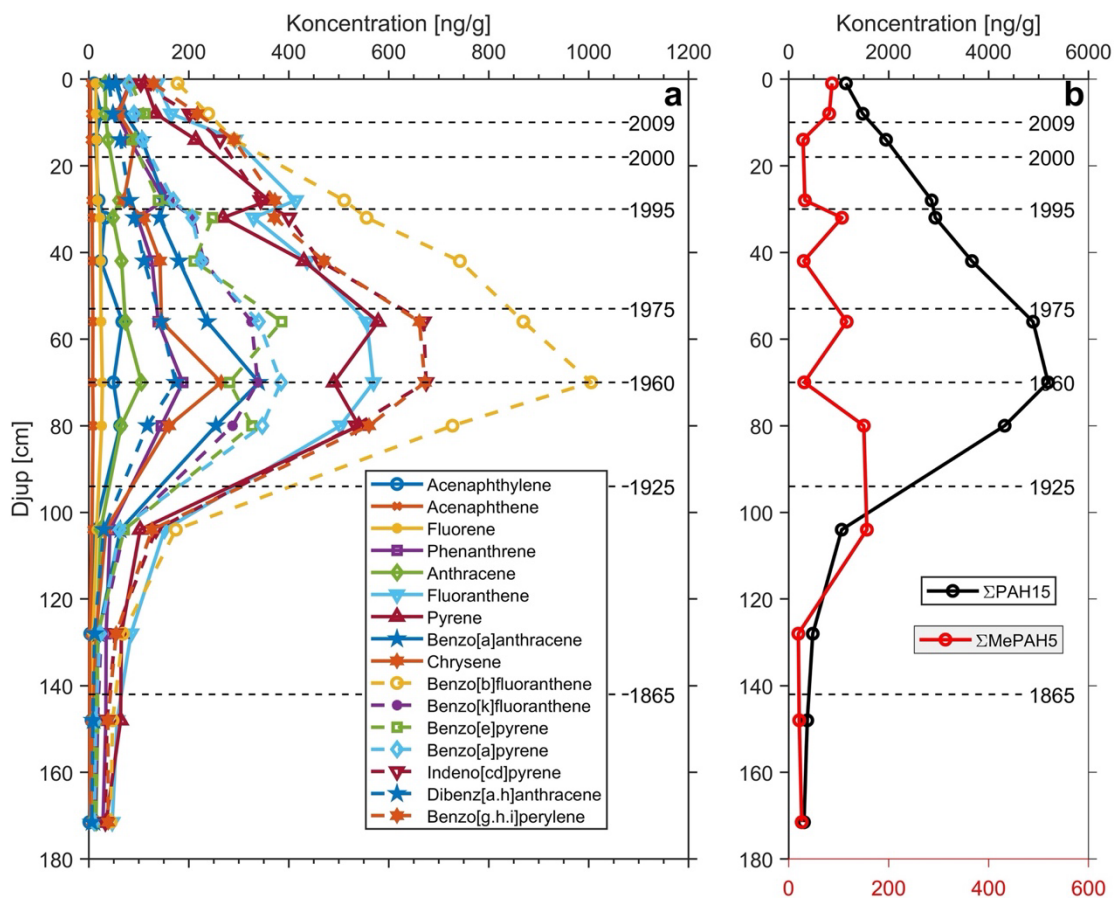


Figur 36. Temporal utbredning av metaller i en ca. 2 m lång sedimentlagerföljd från Sannäsfordens djupbassäng, station 25. Metallernas djuputbredning visar att spridningen av metaller i miljön har varierat över tid. I figuren visas också kol- och kvävefördelningen över samma tid. Öppna cirklar visar Gemini-kärnan och de fyllda cirklarna gravitations-lodet.

4.4.8 Historisk utbredning av PAH:er i Sannäsfordens djupbassäng

Djupbassängen i Sannäsforden har visat sig vara en användbar plats för retrospektiva studier. Från dateringen av kärnan kan man räkna ut att ackumuleringen av finsediment är av storleksordningen 8 till 10 mm/år, dvs. sedimenttäckets växer och blir med tiden allt tjockare. Den undersökta kärnan från Saltpannebassängen (Stn. 25) är nästan två meter lång och representerar en tidsrymd som sträcker sig från provtagningstillfället, september 2018 och ca 180 år bakåt i tiden dvs till 1830-talet ca (fig.37).

Varje sedimentprov som tagits ut ur kärnan och analyserats, speglar ett spektrum av de förekommande PAH:erna som når botten under 2-3 år. Sedimenten utgör därmed en form av fingeravtryck av den koncentration av PAH:er som rådde på bottenytan vid just det tidsintervallet som provet representerar. Sammansättningen i hela kärnan speglar således variationer i förekomsten av de PAH:er som var karakteristiska i detta område över den aktuella tiden (fig.37). Det översta, 2 cm tjocka provet i den långa kärnan representerar tiden för provtagningen och 2-3 år bakåt i tiden alltså 2015-2018. Längre ned i kärnan kan tidsintervallet vara något längre beroende på att sedimenten blir alltmer kompakterade mot djupet.



Figur 37 a-b.

a) Temporal fördelningen av 16 PAH:er på station 25 (Saltpannan). Generellt är de tyngre och mer fettlösliga PAH:erna, vilka också är de som är mest persistenta, typiska för sediment.

b) I figuren visas Σ PAH15 och benzo[e]pyren tillsammans med metylerade Σ MePAH6. De metylerade PAH:erna uppvisar ingen tydlig trend över den undersökta tidsperioden. Detta kan dock bero på de generellt låga koncentrationerna och närhet till detektionsgränser men troligen också en fråga om nedbrytning i jämförelse med de vanliga PAH:erna. De börjar dock öka i halt uppåt i sedimentkärnan ungefär samtidigt som Σ PAH15 vid ca 110 cm sedimentdjup. Ungefärliga årtal är angivna vid de horisontella streckade linjerna. Notera skillnader i koncentrationsskalor.

Studerar vi utvecklingen och börjar i den djupaste, äldsta delen av kärnan, kan vi se att den temporal utbredningen av Σ PAH15 visar en kraftig koncentrationsökning av dessa någon gång under 1920-talet. Efter det sker en fortsatt ökning som kulminerar under 1950, 1960 och 1970-talen, dvs mellan kärndjupen ca. 55 och 80 cm. Här når innehållet av Σ PAH15 ca 5000 ng/g torrt sediment vilket är mer eller av samma storleksordning som de allra mest PAH-rika, förorenade, ytsedimenten i den innersta delen av Grebbestads

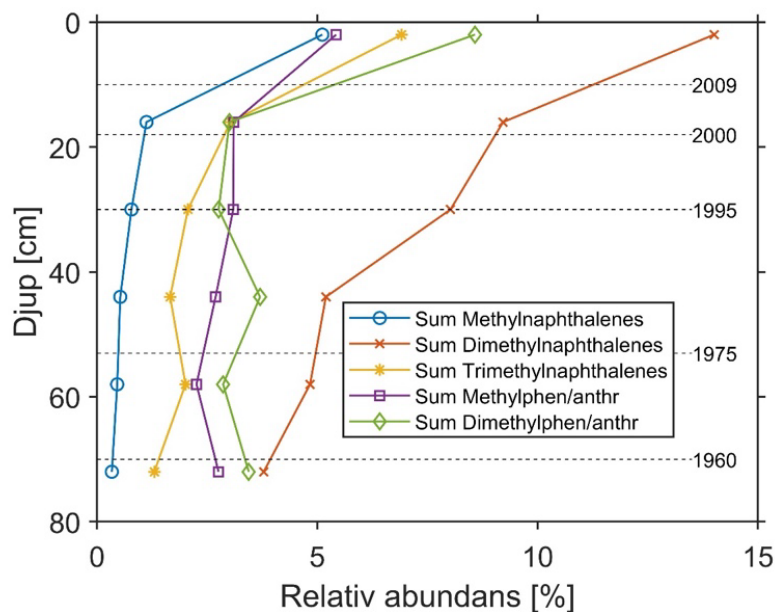
hamn (Tabell 5a och 7) och som där speglar en förorenad urban hamnmiljö. I Saltpannebassängen (Stn. 25) förekommer däremot inte de höga metallhalterna, vilket talar för att det saknats någon signifikant lokal förorenande källa. De PAH:er som har de högsta koncentrationerna är benso[b]fluoranten, benso[g,h,i]perylen, indeno[1,2,3-cd]pyren, fluoranten, benso[e]pyren, benso[a]pyren och pyren. De förekommer i mycket höga koncentrationer i sedimenten som avsattes under 1950-1980-talen. Flera av dessa och några till är också cancerogena och mutagena, t.ex. benso[a]antracen, krysen, benso[b]fluoranten, benso[a]pyren, indeno[1,2,3-cd]pyren och dibenso[a]antracen (Se vidare i sektion 5.3). Dessa tillhör också de PAH:er som är rikligt förekommande i de yngsta sedimenten i både Sannäsfordens yttre delar och i Grebbestads hamnområde.

De låga koncentrationerna av PAH:er i sedimenten avsatta före ca år 1900 vid Saltpannan, är viktiga att notera, där varierar halterna runt 500 ng/g. Dessa halter kan jämföras med de mest recenta koncentrationerna i Saltpannan på drygt 1000 ng/g torrt sediment, dvs de utgör endast hälften av de som avsätts idag. Under 1980-talet minskar halterna successivt och kraftigt till de nuvarande, recenta koncentrationerna, vilka är typiska för området under senare delen av 2010-talet. Halterna av de metylerade PAH:erna är i relation till de vanliga Σ PAH15 betydligt lägre, under hela den undersökta tidsperioden.

Den relativa förekomsten av metylerade PAH:er i förhållande till standard-PAH:er har ökat under de senaste 50-60 åren, vilket motsvarar de översta ca 50-60 cm i sedimentkärnan. Tydligast syns detta under de senaste 20-30 åren (fig.38). Det beror delvis på att koncentrationen av Σ PAH15 har sjunkit i sedimenten samtidigt som de metylerade PAH:erna är relativt konstanta vilket gör att den procentuella andelen metylerade ökar under samma tidsperiod. Att Σ PAH15 minskar historiskt beror både ett minskat atmosfärsnedfall och minskad befolkning i fjordområdet och därmed minskad PAH-spridning kring Sannäsforden.

Att de metylerade PAH:erna inte har minskat i samma grad som Σ PAH15 kan bero på ökad tillförsel från båtmotorer. De metylerade PAH:erna finns som komponenter i bensin/diesel men bildas också när bensin/diesel förbränns i båtmotorer. Förekomsten av fritidsbåtar i området har ökat kraftigt sedan 1970-talet och därmed utsläppen av metylerade PAH:er och till viss del också standard-PAH:er.

Det kan dock inte uteslutas att den sentida ökningen av andelen metylerade PAH:er under de senaste decennierna delvis kan förklaras med en större nedbrytning och mindre bevarandegrad av dessa jämfört med standard-PAH:er vilket betyder att andelen metylerade PAH:er därmed naturligt blir lägre i äldre sediment.



Figur 38.
Diagrammet visar den relativa förekomsten av metylerade PAH:er i relation till det totala innehållet av Σ PAH15 i Sannäs fjordens djupbassäng, station 25 (Saltpannan).

4.4.9 Klassning av historiska PAH-halter i sedimentkärnan från Sannäs fjorden

Klassningen av PAH-halter har även utförts baserat på resultaten av den djupa kärnan från station 25, Saltpannan (Tabell 7). I den djupaste delen av kärnan, 136-179 cm, klassificeras innehållet av PAH:er i sedimenten som medelhögt till lågt men för några av PAH:erna klassas halterna som mycket låga. I detta djupintervall klassificeras inga PAH-halter som mycket höga. I den mellersta delen av kärnan däremot, mellan ca 90 och 25 cm djup, uppmättes höga och mycket höga PAH-koncentrationer i sedimenten. Här har flera prover mycket höga halter av de flesta av föroreningarna. I proverna från de yngsta sedimenten, 0-16 cm djup, klassificeras halterna som medelhöga till höga.

Det kan noteras att koncentrationen av antracen klassificeras som hög eller mycket hög genom hela kärnan. I intervallen 0-16 och 26-88 cm klassificeras fluoren, fluoranten, pyren och dibens[a,h]antracen som höga och mycket höga. Halterna av PAH:er med hög molekylvikt, Summa H, (se Tabell 7 text), klassas som mycket låga i den djupaste delen av sedimentkärnan, medan halterna av PAH:er med låg eller mellanhög molekylvikt (den senare gruppen motsvarar Summa M) överlag är klassade som medelhöga på dessa djupa nivåer.

I den mest förorenade delen av kärnan är det de högmolekylära PAH:erna som har högst halter och till och med klassas som mycket höga. Även PAH:erna med låg och mellanhög molekylvikt ökar i halt i den mest förorenade delen av kärnan, men inte i lika stor utsträckning som de högmolekylära PAH:erna.

Tabell 7a-b. a) Halterna (ng/g torrsvikt) av olika PAH:er och summaparametrar från olika djup i sedimentkärnan från Saltpannan. Observera att två kärnor togs med olika provtagare och lades ihop, därför förekommer två prover från nivån 12-16 cm. Halterna är klassade enligt Josefsson (2017) i fem klasser (Tabell 7b nedan) utifrån hur halterna är jämfört med svenska ytsediment i allmänhet: mycket låg halt (blå färg), låg halt (grön färg), medelhög halt (gul färg), hög halt (orange färg) och mycket hög halt (röd färg). Acenafteften kan bara klassas i tre klasser, där medelhög halt är den lägsta klassen, medan fluoren bara kan klassas i fyra halter, där låg halt är den lägsta halten.

a)

cm	Acenafteften	Fluoren	Fenantren	Antracen	Fluoranten	Pyren	Benso[a]antracen*	Krysen*	Benso[b]fluoranten*	Benso[k]fluoranten*	Benso[a]pyren*	Dibenso[a,h]antracen*	Benso[g,h,i]perylene	Indeno[cd]pyren*	PAH, summa I1	PAH, summa M	PAH, summa H
0-2	3,44	14,4	82,4	33,4	137	112	54,4	83,1	178	77,9	80,7	40,7	130	104	1073	379	749
12-16	4,01	14,6	56,9	33,7	165	134	72,3	60,4	239	97,8	90,5	48,6	218	202	1369	404	1028
12-16	3,26	16,2	81,9	38,9	293	214	106	92,8	291	94,8	107	63,2	291	263	1873	644	1308
26-30	4,62	17,6	151	60,9	414	361	152	70,2	511	162	169	81,9	372	344	2767	1004	1863
36-40	6,92	22,9	97,5	48,6	330	268	142	110	556	209	207	91,4	372	401	2741	767	2088
40-44	7,39	24,2	126	65,7	437	430	181	143	742	230	225	111	471	463	3514	1084	2566
54-58	7,22	20,9	127	65,8	365	317	229	192	935	293	264	164	667	650	4105	896	3394
60-64	8,54	24,8	139	73,4	556	579	237	146	870	326	340	145	662	670	4598	1373	3395
68-72	8,19	27,4	188	106	570	490	341	265	1005	338	385	174	672	675	5035	1381	3855
84-88	9,01	26,0	145	64,9	504	540	254	161	728	288	347	117	561	534	4127	1280	2990
108-112	6,45	16,1	42,7	23,9	152	103	63,6	34,2	174	70,8	61,8	30,3	127	135	987	337	696
132-136	2,75	8,73	35,0	17,1	84,6	65,4	19,4	14,8	68,7	24,8	22,7	11,7	55,0	53,4	461	211	271
152-156	2,83	9,18	34,2	18,1	57,0	63,9	11,6	8,86	47,9	17,8	14,1	8,42	38,4	36,5	348	182	183
174-179	3,27	9,85	28,6	14,6	47,1	34,8	11,2	10,8	44,1	12,9	11,2	6,20	39,0	33,3	288	135	169

* De PAH:er som har klassats som cancerogena är markerade med en asterisk, vilket är alla som ingår i gruppen PAH-H förutom benso[g,h,i]perylene.

PAH summa I1 omfattar fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso[a]antracen, krysen, benso[b]fluoranten, benso[k]fluoranten, benso[a]pyren, benso[g,h,i]perylene och indeno[cd]pyren.

PAH summa M omfattar fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren.

PAH summa H omfattar benso[a]antracen, krysen, benso[b]fluoranten, benso[k]fluoranten, benso[a]pyren, dibenso[a,h]antracen, benso[g,h,i]perylene och indeno[cd]pyren.

b)

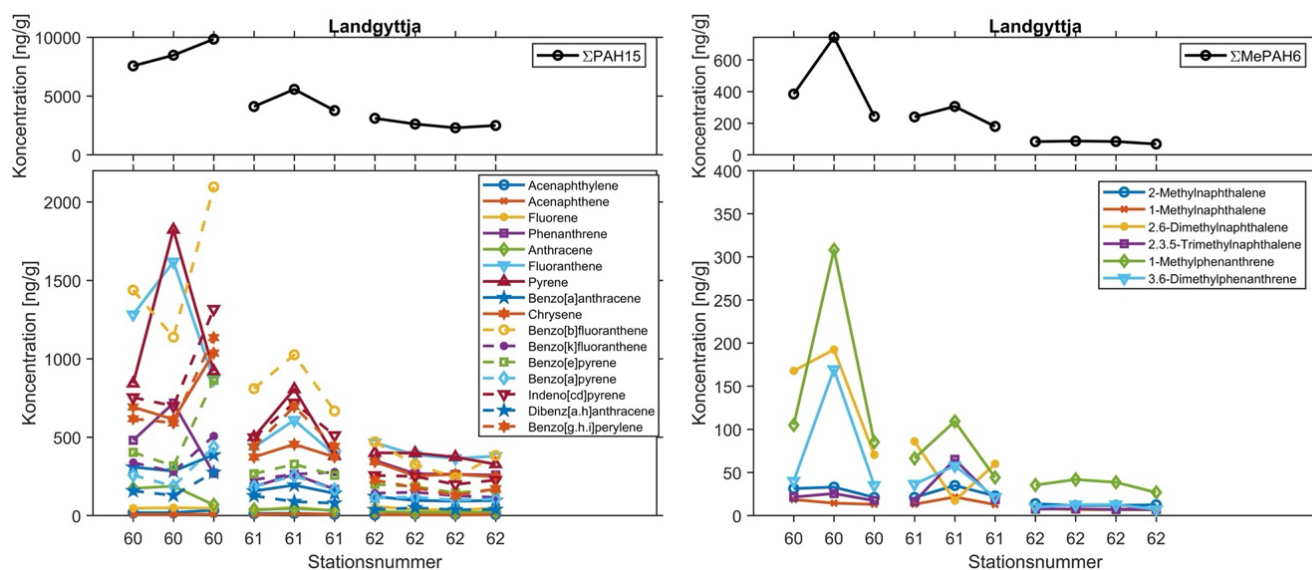
Klassning	
1	Mycket låg halt
2	Låg halt
3	Medelhög halt
4	Hög halt
5	Mycket hög halt

4.4.10 PAH:er i gölar på bergsplatåer i Grebbestadsområdet

För att få en uppfattning om hur PAH:erna fördelas i sediment på land, till skillnad från PAH:erna i havssedimenten, har vi bestämt PAH-innehållet i organiska sediment från gölar med gytjtiga sediment och torv uppe i bergsområden utan bebyggelse.

I dessa områden är huvudkällan för PAH:er atmosfäriskt nedfall. Gölarnas nivå över havet är 20 m.ö.h Stn. 60, 30 m.ö.h. Stn. 61 och 60 m.ö.h, Stn. 62 (fig.2). Kolinnehållet i dessa organiska sediment är i kontrast till de marina sedimenten mycket högt, mellan 80 och 100 %. Man kan anta att ackumuleringen av gytjtja är mycket långsam och att de översta centimetrarna representerar en lång tids nedfall och anrikning, oklart hur lång, men de mycket höga koncentrationerna antyder detta (fig.39, för orientering se fig. 2).

Koncentrationer på mellan 7000 och 10 000 ng/g uppmättes på station 60 vid Sövall (fig.4) och det innebär sannolikt att det atmosfäriska nedfallet av PAH:er är kraftigt överrepresenterat i jämförelse med bidraget från atmosfärsnedfallet till havssedimenten där utspädningen är avsevärd. Andra källor i dessa bergsområden kan vara lokala bränder, men där saknas historiska data eller dokumentation.



Figur 39.

Koncentrationer (ng/g torrsvikt) av 22 PAH:er i gytjtja/torv insamlad i högt belägna små vattensamlingar inne på land (landgyttja) med omgivande kalt berg, i närheten av undersökningsområdet. Koncentrationerna visas för alla fyra prover från Vette Myersberget (stn. 62) och för triplikat från Kämpersvik (Stn. 61) och Sövall (stn. 60). Vette Myersbergsproverna var i huvudsak Sphagnum-torv, de andra var gytjtjiga sediment. För geografisk lokalisering se fig. 2 och tabell 1. Standard PAH:er och benso[e]pyren visas till vänster och metylerade PAH:er till höger. De övre figurerna visar respektive summor.

De tre landlokalerna som besöktes har lite olika egenskaper och karaktärer. Station 60, är en gyttjig 10-15 m lång och några meter bred hölja i bergen vid Sövall väster om Grebbestad. Analyserna visar mycket höga koncentrationer av PAH:er, både Σ PAH15 och Σ MePAH6. Pyren, fluoranten och benso[b]fluoranten är tydligt dominerande, följt av indeno[cd]pyren, krysen och benso[g,h,i]perylen. Jämfört med stationerna 61 och 62 är halterna betydligt högre på station 60. Höga halter återfinns här också bland de metylerade PAH:erna. Här dominerar; 1-metylfenantren, 2,6-dimetylnaftalen och i ett av replikaten också 3,6-dimetylfenantren.

Station 61 vid Kämpersvik är belägen 30 möh, i en långsmal, 30 m lång skreva, ca 3-10 m bred. Både Σ PAH15 och de metylerade PAH:erna har samma dominerande PAH:er som station 60 men har lägre koncentrationer. Denna lokal intar en intermediär placering i koncentrationerna mellan de tre stationerna 60, 61 och 62.

Den topografiskt högst belägna lokalen Vette Myersberget, 60 m.ö.h., utgörs av en liten grund sjö, 60x80 m, med bergbotten och endast ett tunt lager av gyttjiga sediment, nåbara från strandkanterna.

På ena sidan av sjön förekommer småväxta lövträd, olika gräs och halvgräs. Prover togs därför i *Sphagnum*-torven vid en av stränderna. PAH-innehållet i torven visade sig vara lägre än i gyttjorna från de två andra och lägre lokaliserade landstationerna. *Sphagnum*-arten här är helt beroende av regnvatten och missgynnas av den mer näringsrika randen av kärrväxter vid några av sjöns kanter.

Denna högst belägna station är förmodligen den plats som bäst speglar atmosfärsnedfallet i våra undersökningsområden och kan därmed också utgöra en referensstation för atmosfärsnedfall.

5 DISKUSSION

Inom den här studien har vi fokuserat på utbredningen (spatialt och temporalt), identifieringen och koncentrationen av avgas- och förbränningsrelaterade polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er), i sediment, vatten och biota. Vi söker kopplingar till fritidsbåttrafikens omfattning vars utsläpp av PAH:er via orenade avgaser i vattnet kan ha en negativ påverkan på marina livsmedel, såsom ostron och blåmusslor.

Dominerade källor av PAH:er till havsmiljön utgörs främst av deposition via atmosfärsnedfall och nederbörd, avrinning från markytor, bidrag från hamnar och marinor efter nederbörd, samt utsläpp från industriell verksamhet. Utöver dessa källor bidrar fritidsbåtars avgasutsläpp med PAH:er. Alla dessa källor bidrar till en komplex blandning av PAH:er i havet, lokalt och regionalt.

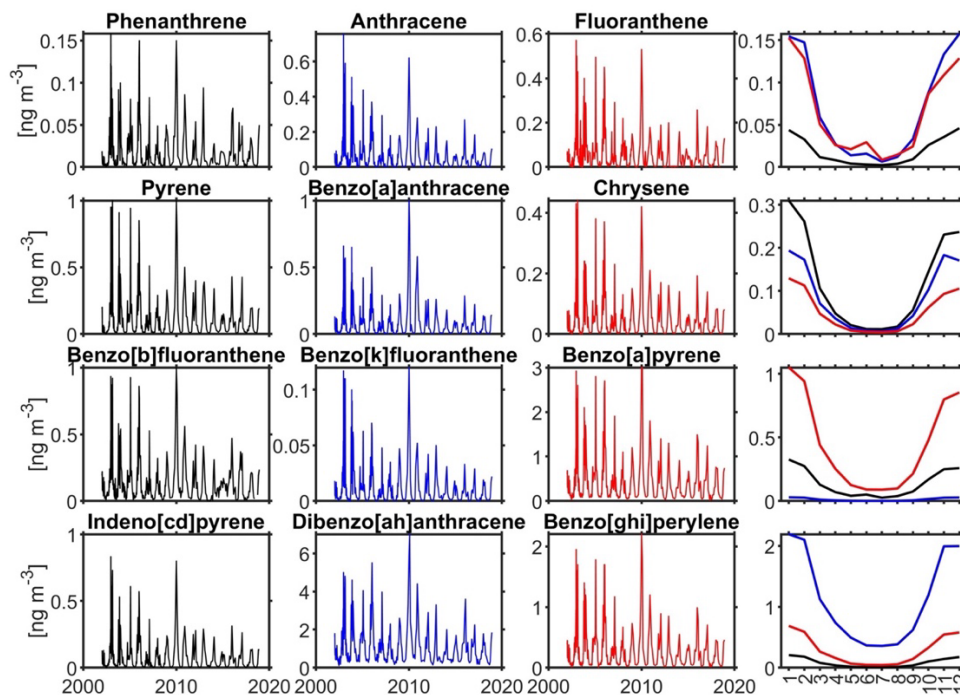
Vi inleder diskussionskapitlet med en översiktlig genomgång av olika källor som bidrar till PAH:er i havsmiljön (5.1). Sektion 5.2 innehåller analyser med fokus på olika typer av källor samt jämförelser mellan de olika matriserna sediment, vatten och biota. Diskussionen avslutas med hur PAH-halterna förhåller sig till gränsvärden för miljö kvalitet (5.3) samt några erfarenheter kring tillämpad metodik inom arbetet (5.4).

5.1 PAH-KÄLLOR

5.1.1. Luft

PAH:er kan, liksom andra föroreningar, transporteras långa sträckor från utsläppskällan genom bl.a. atmosfärs-cirkulation och havsströmmar vilket medför att det tillförs PAH:er även i områden där det inte finns någon lokal utsläppskälla. Koncentrationen av föreningar som finns i områden utan tydliga lokala utsläppskällor benämns bakgrundskoncentrationer, vilka utgör ett samlat resultat av regionala och långtransporterade utsläpp från många olika källor, främst ursprungligen luftburna (Grennfelt m.fl. 2020). Det här innebär att de PAH:er som återfinns i vattnet och sedimenten och som tas upp av blåmusslorna och ostronen i vår studie inte enbart kommer från lokala källor.

Mätningar av PAH:er i luft vid Råö mätstation, 30 km söder om Göteborg, visar att ett antal PAH:er förekommer i luften i den här regionen. Koncentrationerna i luften har en stor årtidsvariation med väsentligt högre halter under vinterhalvåret (fig.40). Åtta av de vanligast förekommande PAH:er i luftmätningarna visar sig också vara de vanligaste förekommande bland de PAH:er vi finner i sedimenten vid vår kust, både i nutid och historiskt.



Figur 40.

PAH-halter i luft från Råö mätstation ca 30 km söder om Göteborg (www.datavard-luft.smhi.se). Observera att koncentrationstopparna i diagrammen representerar vinterhalvåret och de lägsta halterna representerar sommarmånaderna då luftburna föroreningar generellt är mycket låga. Månadsmedelvärden visas till höger i figuren där färgerna indikerar PAH:erna i de tre första kolumnerna. Notera skillnader i skalor mellan de olika diagrammen.

I en publikation av Kanwisher m.fl. (2020) beskrivs PAH-innehållet i ytvatten från södra och sydvästra Österjön. De påvisar stora årstidsvariationer i ytvattnets innehåll av PAH:er. Vinterhalterna är ca 5 gånger högre än halterna på sommaren. Resultaten från södra Östersjön är därför samstämmiga med de luftmätningar som genomförts på Råö mätstation (fig.40).

Samtidiga mätningar av koncentrationer i vatten och luft från ett urbaniserat område i Sydkorea (Kim och Chae 2016) visar generellt ett större flöde av PAH:er från luft till vatten med högre koncentrationer under vintern och då av främst av lätta PAH:er (3-4 kolringar). Under sommaren kommer luften och vattnet mer i jämvikt för de lättare PAH:erna och det kan även ske ett flöde från vattnet till luften. De tyngre och mer fettlösliga/hydrofoba PAH:erna återfinns i lägre koncentrationer i vattnet jämfört med luften, vilket resulterar i ett flöde från luft till vatten under hela året. För vår studie, där vi i huvudsak har provtagit vatten under sommarmånaderna, innebär det att en del av de lätta PAH:erna som släpps ut från fritidsbåtarnas motorer kan ha lämnat vattenfasen och flödat till luften.

5.1.2 Hamnar i urban miljö

Studier i urbana miljöer visar att stora mängder föroreningar, däribland metaller och PAH:er, tillförs hamnbassänger och vattendrag i samband med regn. Exempel på denna transport av PAH:er från stadsmiljö till hav ges av t.ex. Scott m.fl. (2004) och Stein m.fl. (2006). Där redovisas resultat från studier på både USAs östkust och västkust. Höga halter av PAH:er uppmäts i vatten och utströmmande suspenderade sediment i hamnbassänger efter regn som sköljt över gator, torg, hamnområden och parkeringar och runnit ut i hamnbassängerna.

De mest karakteristiska PAH:erna för urbana hamn- och vattenmiljöer är pyren och fluoranten men även indeno[1,2,3-cd]pyren, benso[b]fluoranten, benso[k]fluoranten, benso[e]pyren och benso[a]pyren, men författarna framhåller också att det inte finns något specifikt urbant PAH-fingeravtryck (Scott m.fl. 2004).

Norska studier utförda i tätorterna Bergen, Trondheim, Harstad och Drammen visar att det efter regn påträffas höga halter av både metaller, PCB:er och PAH:er i utströmmande sediment/vatten (Jartun & Pettersen, 2010). En undersökning av nysedimenterat material i marinor i Oslo, vilka tidigare muddrats, visar på mycket höga halter av Σ PAH16 och benso[a]pyren. Dessa placerar sig i högsta toxicitetsklass (Rambøll 2008). Liknande resultat har dokumenterats i San Diego och US Virgin Islands av Hinkey m.fl. (2005) och Neira m.fl. (2017).

Ovanstående studier kan tala för att de höga PAH-koncentrationerna i Grebbestad hamn delvis kommer från områden på land och på hamnplan som sköljs av och rinner ut i hamnbassängen i samband med högvatten, regn och snösmältning.

5.1.3 Utsläpp av PAH:er från båtmotorer

För att urskilja påverkan av fritidsbåtars avgaser behöver lokala avvikelser i koncentrationer och sammansättning från de atmosfäriska bakgrundsvärdena och urbana miljöer identifieras. För detta ändamål är det värdefullt med direkta mätningar av båtmotorers avgaser och dess bidrag till de uppmätta halterna i miljön. Specifika studier där man undersökt sammansättningen av båtmotorers avgaser och dess direkta bidrag av PAH:er till miljön är sällsynta men vi har funnit tre relevanta arbeten.

Den första är en studie där avgaser från en klassisk tvåtakts utombordsmotor analyserats med avseende på PAH-innehåll (Cerne m.fl. 2008) som är den enda studie vi har hittat där innehållet av PAH:er i avgaserna från en båtmotor har undersökts (fig. 41).

Den andra är en studie från en insjö i sydvästra Alaska i USA (Rice m.fl. 2008) där man med hjälp av SPMD-provtagare dokumenterade PAH-innehållet i vattnet som med stor säkerhet kunde knytas till utsläpp från fritidsbåtars båtmotorer då andra signifikanta källor som t. ex tillrinnande vattendrag i stort sett saknar föroreningar (fig. 41).

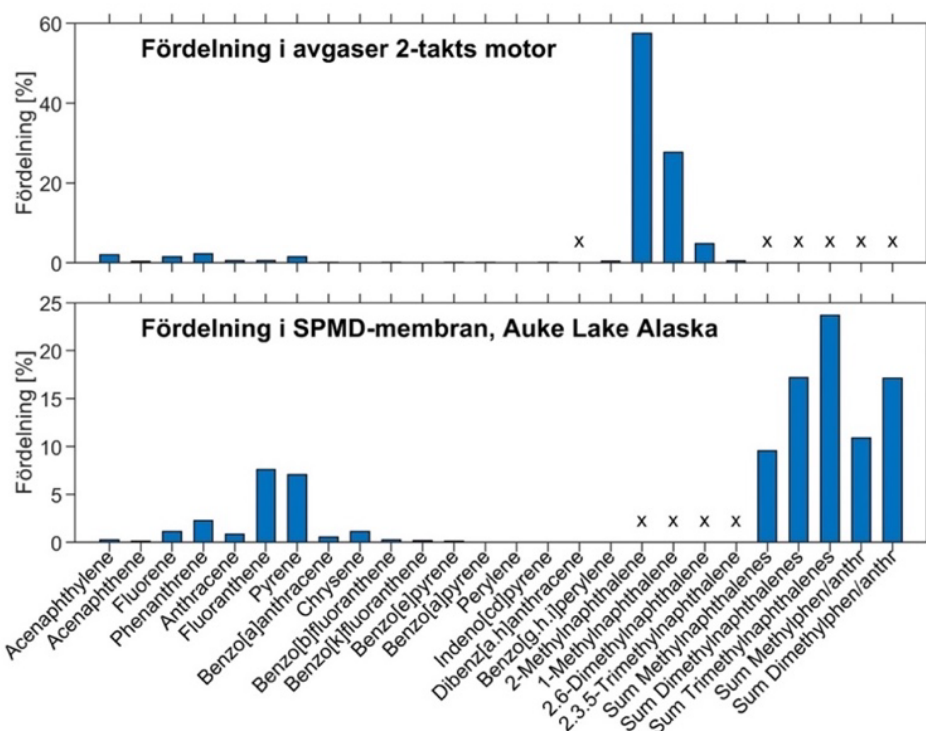
Slutligen det tredje relevanta arbetet, utfört i den stora sjön Lake Superior i norra USA, där mätningar av PAH:er har genomförts i sediment från marinor, vilka i huvudsak är påverkade av fritidsbåtar. Dessa marinor har endast en minimal urban påverkan och ett lågt atmosfärsnedfall (Cox m.fl. 2017).

Studien av Cerne m.fl. (2008) visar att en klassisk tvåtakts utombordare släpper ut både standard-PAH:er och metylerade PAH:er. I studien har de bestämt Σ PAH16 (med undantag för benso[g,h,i]perylen), benso[e]pyren, perylen samt fyra metylerade PAH:er.

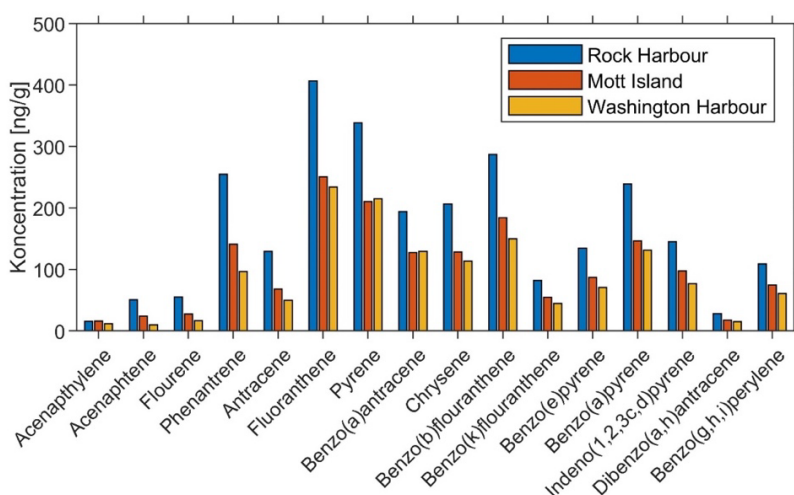
Avgaserna dominerades i hög grad av metylerade PAH:er med ett bidrag på nära 60 % av 2-metylnaftalen och ca 25 % av 1-metylnaftalen av den totala koncentrationen PAH:er. Övriga PAH:er bidrar mycket mindre till den totala koncentrationen. Acenaftalen, fluoren och fenantren förekom mest och bidrog med 2-3 % vardera till den totala koncentrationen av PAH:er (fig. 41).

I studien av Rice m.fl. (2008) från Auke Lake, Alaska, var antalet motoriserade fritidsbåtar i den studerade sjön som mest ca 90 båtar per månad. Provtagningen av PAH:er i vattnet utfördes med SPMD, vilka placerats på fyra platser i sjön. Resultaten visar på en tydlig ökning av PAH:er (redovisas som membranhalter) under sommaren med ett maximum som sammanföll med den maximala aktiviteten av fritidsbåtar. Låga halter av PAH:er i tillrinnande vattendrag gjorde att källan primärt kunde knytas till fritidsbåtarnas avgaser. PAH:erna som återfinns i vattnet i Auke Lake (fig. 41) domineras av metylerade PAH:er (Rice m.fl. 2008), men inte i så hög grad som i avgaserna från studien av Cerne m.fl. (2008).

Sedimentproverna i Lake Superior är tagna i och i närheten av tre marinor runt ön Isle Royale som är en nationalpark utan någon urban påverkan. Sedimenten i marinorna har höga koncentrationer av PAH:er (fig. 42) jämfört med referensstationer strax utanför marinorna som har väsentligt lägre koncentrationer (typiskt 10 ggr lägre), (Cox m.fl. 2017).



Figur 41. Fördelning av PAH:er i avgasdata från en 2-takts motor, Cerne m.fl. 2008, samt från observationer i ytvatten baserade på SPMD (membranhalter) från Auke Lake Alaska (Rice m.fl. 2008). Kryss markerar att ämnet inte är bestämt. Notera att enstaka metylerade ämnen är bestämda för 2-takts motorn medan summorna för alla varianter med en, två eller tre metylgrupper är givna för Auke Lake.



Figur 42. PAH-data från sediment provtagna i marinor runt ön Isle Royale i Lake Superior (Cox m.fl. 2017).

5.2 SPRIDNING AV PAH:ER INOM UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

5.2.1 Kvantitativ beräkning av förhöjda PAH-halter i vattnet p.g.a. emissioner från fritidsbåtar

Enligt figur 20 framgår att jämfört med referensstationen är det förhöjda koncentrationer av PAH:er i vattnet både i Grebbestads och Sannäsområdet. Detta har vi utnyttjat i följande analys där förhöjningen av PAH-koncentrationer jämfört med referensstationen beräknas utifrån belastningen av motorbåtar.

Båträkningsdata tillsammans med vattenutbyte baserad på hydrografiska data ger en möjlighet att jämföra vilken förhöjning av koncentrationer relativt referensstationen man bör få i Grebbestadsområdet jämfört med Sannäsområdet. Under antagandet att det är stationära förhållanden (dvs. ingen tidsvariation) ges koncentrationen C av ett ämne i ett begränsat havsområde som har ett vattenutbyte med havet av följande relation:

$$C = C_{ref} + ST/V$$

Där C_{ref} är koncentration i havet utanför, S är en källa som tillför ämnet inne i området, T är uppehållstiden given av vattenutbytet och V är områdets volym. Förhöjningen av koncentrationen i området gentemot havet blir då:

$$\Delta C = ST/V$$

Man kan nu jämföra förhöjningarna i Grebbestadsområdet (ΔC_G) med Sannäsområdet (ΔC_S) genom att bilda kvoten:

$$\left| \frac{\Delta C_G}{\Delta C_S} = \frac{S_G T_G V_S}{S_S T_S V_G} \right|$$

En fördel med detta är att man inte behöver kvantifiera källan exakt i termer som t.ex. tillförseln i gram per sekund av ämnet, utan det räcker med den relativa skillnaden i belastningen som bör ges av antalet båtpassager i respektive område. Upphållstiden i Grebbestad (T_G) har från strömmätningar uppskattats till ca 3 dygn och uppehållstiden i Sannäsområdet (T_S) till ca 20 dygn från salthaltsmätningar. Arean av Grebbestadsområdet innanför öarna är ca 1 km² och Sannäsområdet ca 14 km². Vi kan använda samma djup för ett ytskikt på t.ex. 3 m för båda områdena. I Grebbestadsområdet räknades 2017 i medeltal 775 båtpassager per dag och i Sannäsområdet 388 passager per dag. Antalet passager bör multipliceras med sträckan varje båt passerar i området för att få fram en total belastning per båt. Sträckan in eller ut från Grebbestad är ca 2 km och passagen genom Sannäsområdet är ca 4 km. Det blir alltså 2 ggr högre dos per båt i Sannäsområdet p.g.a. den längre sträckan som måste köras. Tillsammans ger detta:

$$\left| \frac{\Delta C_G}{\Delta C_S} = \frac{775 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 14}{388 \cdot 4 \cdot 20 \cdot 1} \approx 2.1 \right|$$

Det betyder att man bör se en koncentrationsförhöjning i Grebbestad som är ca dubbelt så stor som den i Sannäsområdet. Resultaten från analyserna av vattenkoncentrationen i

Grebbestadsområdet och Sannäsfjorden visar att medelvärdet av det totala PAH-innehållet från alla stationer utom referensstationen i respektive område är 2.7 ng/l och 1.4 ng/l (fig. 20).

Detta innebär att vi har ett förhållande mellan områdena där förhöjningen av koncentrationen av PAH:er i Grebbestads vatten är ungefär två gånger förhöjningen i Sannäsfjorden, vilket överensstämmer med den beräknade kvoten baserad på belastning och vattenutbyte.

Det tyder på att det är belastningen från båtar som ger de observerade förhöjda koncentrationerna av PAH:er i de båda undersökta områdena.

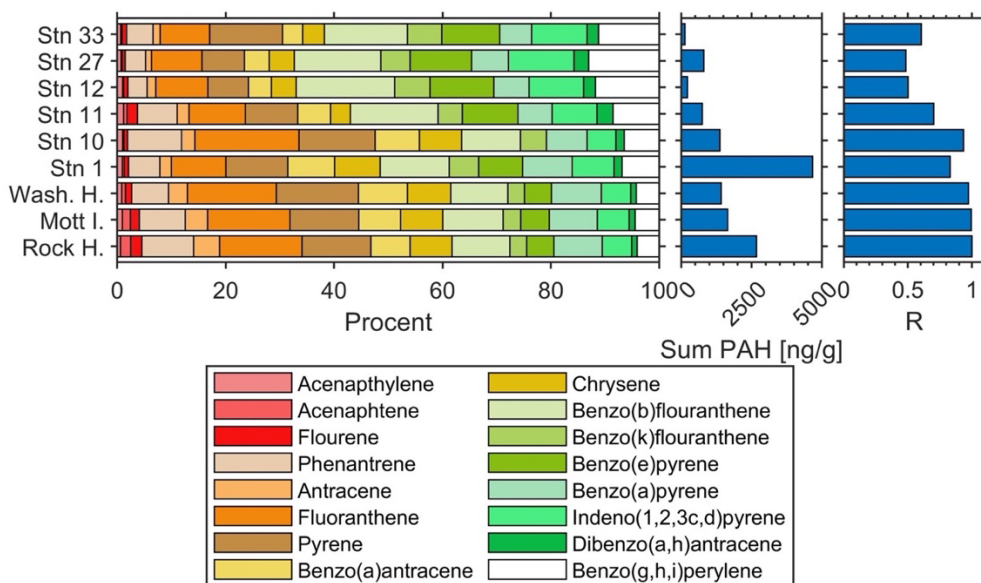
5.2.2 Spridning av PAH:er i ytsedimenten i Grebbestads- och Sannäsområdet

I Grebbestad som vi inom denna studie utnyttjat som ett urbant modellområde ökar koncentrationerna av Σ PAH15 och Σ MePAH6 i sediment in mot Grebbestads hamn och är där kraftigt förhöjda jämfört med referensstationen, Stn. 33 (fig.2). I Grebbestads hamnområde uppmättes de högsta PAH-koncentrationerna i ytsedimentprov, med värden på mer än 5000 ng/g (Σ PAH15) och ca 550 ng/g för Σ MePAH6, längst inne i den provtagna delen av hamnen (fig.2, 25 och 35). I profilen från Grebbestads inre hamn mot söder syns en tydlig avtagande trend av PAH-innehållet i sedimenten. Koncentrationen avtar gradvis vilket sammanfaller med successivt minskande antal båtar och hamnaktiviteter med ökat avstånd från den inre hamnen. En likartad trend syns i metallhalter från samma stationer (Tabell 6) vilka vittnar om en stor spridning av föroreningar i hamnområdet vilket tidigare visats genom TBT-halter i sedimenten (Magnusson m.fl. 2011). Längre söderut i snittet vid Tanumstrand (Stn. 9 och 10) ser man åter förhöjda PAH-koncentrationer med koncentrationer på mer än 1000 ng/g (Σ PAH15) och ca 300 ng/g (Σ MePAH6).

De förhöjda halterna av PAH:er i sedimenten in mot Grebbestad hamn visar tydligt att här finns någon typ av lokal källa. En kritisk fråga är om källan inne i Grebbestad huvudsakligen kommer genom urban påverkan och/eller fritidsbåtar samt storleksförhållandet mellan dessa källor. Som nämnts tidigare, skedde mer än 40 000 båtpassager under 6 sommarveckor i och utanför hamnen inkl. hemmahamnens båtar. I hamnen finns också 12 fiskefartyg, en stor marina, gästhamn, två sjömackar för bunkring av diesel och bensin, upptagningsplats för båtar och spolning. I det omgivande urbana området finns asfalterade ytor, parkeringsplatser, affärsområden och en livlig biltrafik.

Studien i Lake Superior visar att marinor där båttrafik är den huvudsakliga källan till PAH:er kan uppvisa höga koncentrationer av PAH:er i sedimenten och att dessa koncentrationer avtar snabbt med avståndet från marinorna (Cox m.fl. 2017). Om man jämför de procentuella fördelningarna av PAH:er i sedimenten från marinorna i Lake Superior (fig.43) med motsvarande fördelningar på stationer långt från Grebbestads hamn (exemplifierade med station 11 och 27) ser man en avsevärd skillnad. Andelen lättare PAH:er (acenaftalen till krysen) vid station 11 och 27 är ungefär hälften av den i Lake Superior

(30 % jämfört med 60 %). Fördelningen inne i Grebbestads hamn (Stn. 1) liknar mer fördelningen från Lake Superior med ca 50 % av de lättare PAH:er. På station 10 vid Tanumstrand är fördelningen av PAH:er än mer lik fördelningarna i Lake Superior med ca 60 % av de lättare PAH:erna. Korrelationskoefficienten för station 12 och 27 mot Lake Superior är endast 0.5 medan den är 0.83 respektive 0.93 för stationerna 1 och 10. Referensstationen (Stn.33) visar också relativt låg korrelation mot Lake Superior.



Figur 43.

Fördelningen av PAH:er i sediment från tre marinor i Lake Superior (Rock Harbor, Mott Island, och Washington Harbor) (Cox m.fl. 2017) jämfört med ett urval av stationer från Grebbestad (stn.1, 10, 11) och från Sannäsområdet (stn. 12, 27) samt referensstationen 33.

Till vänster: procentuell fördelning. Notera att benzo[e]pyren saknas i Stn. 10, vilket dock inte förändrar den stora likheten med Lake Superior.

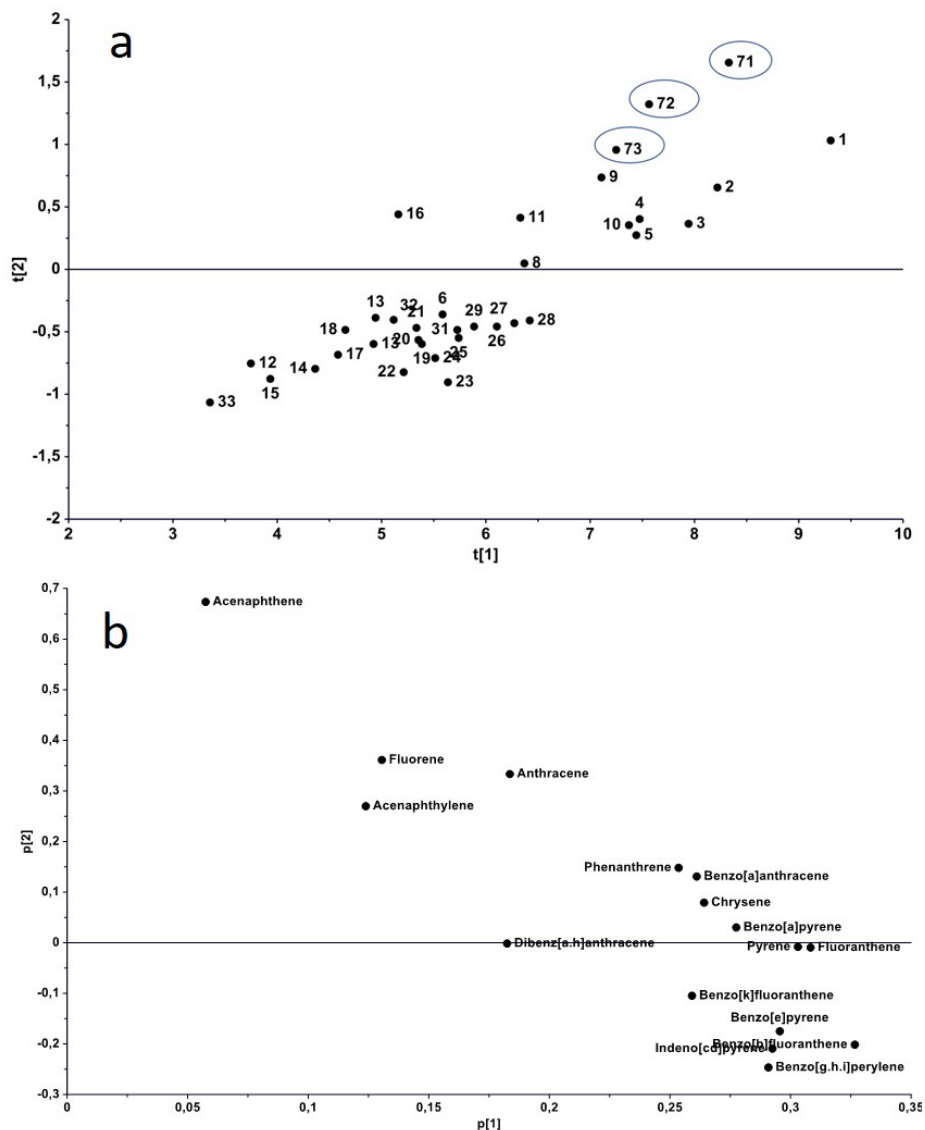
Mitten: summan av koncentrationerna för samtliga ingående ämnen.

Till höger: Korrelationskoefficienter baserad på ämnesfördelningen för respektive station mot stationen Rock Harbor i Lake Superior.

Utifrån en PCA-analys av våra sedimentprover från Sannäs fjords- och Grebbestadsordena tillsammans med observationerna i Lake Superiors sediment (Stn. 70-72) (fig.44) visar att sedimenten inne i Grebbestads hamn har stor likhet med Lake Superior-stationerna (fig.44a). Vidare kan man också utläsa att vår referensstation är den station som minst liknar stationerna från Lake Superior.

I och med att data är logaritmerade dvs data karakteriseras av koncentrationsskillnader, kan vi se en gradient från stn 33, dvs med lägsta halter av PAH:er till stationerna i Grebbestads hamn och Lake Superior. Denna gradient sammanfaller med antalet båtar i de två områdena, det lägsta antalet vid referensstationen och flest båtar i Grebbestadsområdet.

I figur 44b kan vi då utläsa att de PAH:er som påverkar den 1:a principalkomponenten mest är de fettlösliga/tyngre PAH:erna. Observera att i undersökningen från Lake Superior mättes inga metylerade PAH:er.



Figur 44 a-b. Principalkomponentanalys (PCA) av sammansättning av PAH:er i denna undersökning och i Lake Superior $R^2X = 0,997$; $Q^2 = 0,995$, 2 komponenter vilka förklarar 99%. a) score plot där stationsnumrering 71-73 (inringade) är värden från Lake Superior (Rock Harbor, Mott Island, och Washington Harbor) b) loading plot för de PAH:er som ingår i analysen.

En rimlig slutsats från både korrelationskoefficienterna och PCA-analysen kan därför vara att PAH:erna i Grebbestads hamn (Stn. 1-5) till stor del kommer från båtmotorer då båt-tätheten är mycket hög inne i hamnen och fördelningen liknar den i Lake Superior. Storleken på bidraget kan däremot inte avgöras utifrån den här jämförelsen.

Bidraget från land i samband med regnväder då PAH:er deponerade i avrinningsområdet inklusive ytorna i den urbana miljön spolats rent med regnvatten och förs ut i hamnområdet (Jfr. Scott m.fl. 2004; Stein m.fl. 2006; Jartun m.fl. 2010), är förmodligen betydligt mindre i Grebbestad än i större orter och städer men förskjutningen av hamnstationerna i PCA-diagrammet kan förklaras med denna urbana signal som saknas i Lake Superior.

Överensstämmelsen mellan PAH-fördelningen vid stationerna 9, 10 och Lake Superior antyder att det urbana bidraget är mindre vid Tanumstrand än i Grebbestads hamn och att båtmotorer dominerar källan här i högre grad.

I Sannäsfjorden varierar koncentrationerna av PAH:er och metylerade PAH:er i sediment med successivt ökande koncentrationer från de innersta delarna i fjorden (fig.24) ut mot fjordens yttersta delar (stationerna 26-28). I Sannäsfjorden ökar båttrafiken från de allra innersta delarna av fjorden där endast 3-5 båtar är förtöjda till 6000-7000 båtpassager vid Saltpannan (Stn. 25) och med kulmen i snittet Stn. 26-28 i fjordens yttersta del, med 9000-10 000 båtpassager, där Σ PAH15 når de högsta koncentrationerna. Referensstationen, station 33, har de lägsta PAH-koncentrationerna. I PCA diagrammet ser man att stationerna längst in i Sannäsfjorden ligger nära referensstationen och att när man rör sig ut i fjorden går man i riktning mot stationerna i Lake Superior vilket indikerar att det är den succesivt ökande båttrafiken som ger upphov till de allt högre halterna i sedimenten.

Utanför Sannäsfjorden, vid stationerna 29-32, är emellertid båttrafiken ännu mer intensiv, men den större vattenvolymen och högre strömhastigheterna nära botten (fig.A2 i appendix) med grövre sediment som följd, gör att koncentrationerna i sedimenten blir lägre där än inne i fjorden. I score-plotten ser man motsvarande förskjutning till vänster för dessa stationer i diagrammet i förhållande till stationerna 26-28.

För att ytterligare sätta våra data i perspektiv har vi jämfört PAH:halter i sediment över ett större område (fig.45). Här redovisar vi data från SGU:s sedimentdatabas. Dessa prover finns tillgängliga via "Kartvisaren" på SGU:s hemsida (<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-marinkemi-miljogifter.html>). Vi har valt ut provstationer mellan Koster i norr och Hunnebostrand i söder vilka provtagits år 2000 eller 2007. Några av proverna är kustnära medan andra har tagits en bit ut från kusten, på öppet vatten (se fig. 1). Vi har också inkluderat stationerna från de högt belägna bergsgö-larna på land då dessa speglar atmosfärsnedfallet i vårt undersökningsområde.

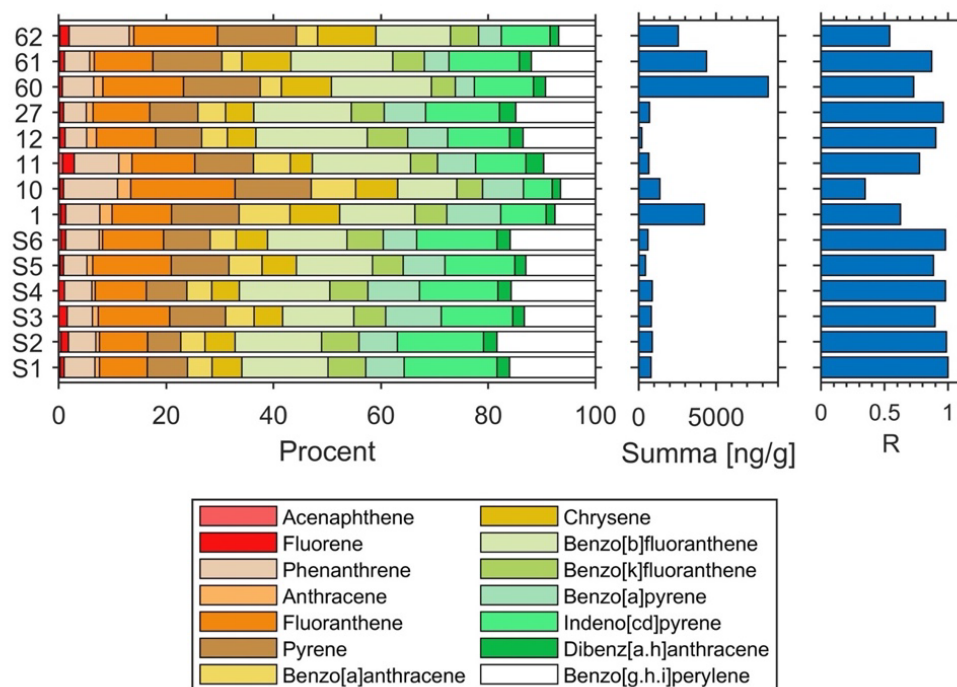
Resultaten från de 6 utsjöstationerna illustrerar regionala bakgrundsförhållanden i området vilka domineras av PAH:er med likartade koncentrationer och ämnesfördelningar (fig.45). Dessa kust- och utsjöstationer präglas av den allmänna atmosfäriska spridningen tillsammans med avrinning från land och transporter genom havsströmmar från Östersjön

(Baltiska bäckenet), Kattegatt, Skagerrak och Nordsjön liksom av bidrag från fiskeflottan och internationell sjöfart.

Mönstret i dessa utsjöstationer överensstämmer i stort med de koncentrationer och fördelningar som erhållits i vår studie på de flesta stationer inom Sannäs-Grebbbestadsområdet, vilket illustrera här med Stn. 11, 12 och 27 i figur 45.

Det bör dock nämnas här att dessa SGU-stationer (S1-S6) provtogs åren 2000 och 2007. Angående atmosfärsnedfallet under de åren kan man jämföra med det historiska PAH-innehållet i Stn. 25 (fig.37b) och där konstatera att vid denna tid var nedfallet och spridningen i havsmiljön större än idag.

Det betyder att summa PAH:er för S1-S6 sannolikt är överskattade i jämförelse med nutida ytsediment.



Figur 45.

Jämförelse av PAH-halterna i sediment från stationer i omgivande områden, S1-S6 (se fig. 1, för positioner) med ett urval av stationer från Grebbbestadsområdet (stn. 1, 10, 11) och Sannäsfforden, (stn. 12, 27) samt tre landbaserade stationer med gytja och torv (medelvärden stn. 60-62). Omgivningsdata, S1-S6 kommer från SGU:s databas (se länk i text ovan). SGU-stationen S3 ligger relativt nära station 11 (se fig. 2). Vänster; procentuell fördelning och mitten; summan av koncentrationerna för samtliga ingående ämnen. Till höger: korrelationskoefficienten (R) för respektive stations ämnesfördelning mot kuststationen S1 i norra delen av Kosterfjorden.

I figur 45 visas också fördelningen av ämnen för station 1 längst inne i Grebbestads hamn och station 10 vid Tanumstrand. Både station 1 och 10 visar avvikelser mot övriga stationer längs kusten. Andelen antracen, pyren, benso[a]antracen och krysen är högre vid station 1 och 10 (tillsammans ca 35 %) än på SGU-stationerna (ca 20 %) samtidigt som andelarna indeno[cd] pyren och benso[g,h,i]perylene är lägre. De låga korrelationskoefficienterna indikerar enligt ovanstående diskussion att fritidsbåtar och någon annan källa/källor ger ett tydligt bidrag och signatur i Grebbestads närområde och avviker därför från det storskaliga mönstret. Station 12 längst in i Sannäs fjorden representerar ett område som nära nog saknar fritidsbåtaktiviteter och avviker därför inte stort från det storskaliga mönstret på utsjöstationerna.

Landgyttjornas sammansättning av PAH:er, speciellt de mer gyttjiga sedimenten från stationerna 60 och 61 visar i allmänhet stora likheter med havssedimenten då dessa troligtvis påverkas av aerosoler från havet vid hårda västliga vindar (fig.45 och 23). Vettemyrbergets torvsediment däremot (Stn. 62, 60 möh), som är belägen på högre höjd avviker mer från övriga stationer genom att ca 50 % av PAH:erna tillhör de lättare PAH:erna, acenafthen till pyren. Denna station är belägen så högt, i ett kallt bergsområde, att den nästan helt karakteriseras av atmosfärsnedfall. Detta gör att PAH-sammansättningen visar ett annorlunda mönster än de marina utsjöstationerna. Stationerna S1-S6 vilka också mottar ett signifikant bidrag från atmosfären men samtidigt också från fler bidragande källor i form av t.ex. oljespill, utsläpp från fiskefartyg och internationell sjöfart. Detta understryker värdet av landgyttjorna och torven som referensstationer utan någon direkt koppling till båttrafik.

5.2.3 Temporala variationer i sedimentens PAH-innehåll

Från resultaten av PAH-bestämningarna i den 2m långa kärnan från Sannäs fjordens djupbassäng, station 25, (se 5.4.8, fig. 37 och tabell 7) är det tydligt att spridningen och depositionen av PAH:er i sedimenten har varierat mycket under de senaste 150 åren. Mest framträdande är den kraftiga ökningen av PAH:er under perioden 1940/1950-talen följt av en kulmen under 1960/70-talen och kraftigt minskande koncentrationer på 1980-talet. Denna utveckling med höga halter under 1960/1970-talen, är också kännetecknande för metaller i sediment (jfr. fig. 36), och sammanfaller i stort med industriutvecklingen och en tidigare begränsad miljömedvetenhet och miljölagstiftning i Sverige och Nordeuropa före 1975.

Maximala koncentrationen av Σ PAH15 når mellan 5000 och 6000 ng/g (fig.37) vilket är mer eller av samma storleksordning som de allra mest PAH-rika ytsedimenten i den innersta delen av Grebbestads hamn (Stn. 1, Tabell 6a och 7). De PAH:er som har de högsta koncentrationerna är benso[b]fluoranten, benso[g,h,i]perylene, indeno[1,2,3-cd]pyren, fluoranten, benso[e]pyren, benso[a]pyren och pyren. De förekommer i mycket höga kon-

centrationer i de sediment som avsattes mellan 1950- och 1980-talen. Eftersom Sannäs-fjorden med omnejd helt saknar industrier, yrkessjöfart och lokal urban påverkan kan en mycket stor del av dessa PAH:er vara kopplade till atmosfärsnedfall.

Historiskt värmdes alla hushåll genom eldning av främst ved men också till en del av kol och torv. Under 1960-talet började man värma småhus med olja vilket ökade successivt fram till oljekrisen på 1970-talet. Oljeeldningen var ändå omfattande fram till 1990-talet då allt fler hushåll avvecklade denna värmekälla och övergick till eluppvärmning och värmepumpar. De äldsta sedimenten i sedimentkärnans djupaste delar (fig.37), avsattes under 1800-talet. Under denna tid eldades det i huvudsak med ved i Sannäsområdet medan större städer och industrierna i bl.a. Storbritannien och Tyskland var starkt präglade av koleldning. Långtransport av föroreningar i atmosfären från Nordvästeuropas industrier är sedan länge allmänt kända men troligen mer påtagliga under den senare hälften av 1900-talet då också ”surt regn” och atmosfärsnedfall av föroreningar från Europas industrier blev ett begrepp (Grennfelt 2020). På senare år vet man att de nationella emissionerna av PAH:er minskat genom en successiv avveckling av olje-, ved-, koleldning, liksom kraftigt minskande trafikemissioner, från 135.42 tton 1990 till 12.6 tton 2019), (www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/luft; www.statistikdatabasen.scb.se). Även om det totala atmosfärsnedfallet minskat kraftigt fortsätter långtransport av luftföroreningar att dominera nedfallet (Naturvårdsverket 2019).

5.2.4 PAH:er i ostron och blåmusslor

I detta arbete har vi använt oss av lokala, svenska, platta ostron (*Ostrea edulis*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*) för att undersöka om det finns en koppling mellan dessa filtrerande blötdjurs upptag och innehåll av PAH:er och avgasutsläpp från båtar. Då avgaserna innehåller PAH:er kan man förvänta sig att djuren har högre halter av dessa ämnen på platser med stor båttrafik. Ostronen och musslorna levde i burar på undersökningsstationerna under ca 6 veckor innan skörd sommarsäsongerna 2016 och 2017. Ingen av dessa somrar var goda båtsomrar beroende på återkommande regniga och blåsiga perioder, men båttrafiken blev trots det periodvis ändå intensiv (fig.9 och 19).

Inne i Grebbestads hamn visar de utplacerade ostronen och musslorna förhöjda halter av pyren och fluoranten, fluoren, krysen och benso[b]fluoranten (fig.30-33). Dessa PAH:er har i tidigare studier visats ha en koppling till urbana miljöer (Scott m.fl. 2004) men också till båtavgaser (fig.41 och 42). De metylerade PAH:erna uppvisar 2016 förvånansvärt små variationer och låga halter, men 2017 blev koncentrationerna högre i Grebbestad. Utanför hamnen i Grebbestad kan vi också se något förhöjda halter i anslutning till Tanumstrand (Stn. 9-10).

Grebbestads hamn har som visats de absolut högsta halterna av PAH:er och en fördelning av PAH:er som liknar sedimenten. Detta kan förklaras av det ringa vattendjupet och den höga båttätheten, vilket också resulterar i att de förorenade sedimenten virvlas upp genom propellerrörelser och orsakar partikelrikt vatten. Både ostron och musslor filtrerar och äter partiklar i vattnet och på dessa sorberas PAH:er, huvudsakligen de tunga, fettlösliga.

I Sannäsfjordsområdet ser man ingen tydlig koppling mellan PAH:er i ostron och musslor och fritidsbåtar, men något högre koncentrationer syns i ostron 2017 i närheten av Sannäs hamn/marinor och i den yttersta delen av området där antalet båtpassager är som störst (fig.21, 30 och 32). Att det är lägre halter i Sannäsfjorden jämfört med Grebbestadsområdet kan främst förklaras med den lägre båttätheten och mindre urban påverkan, men också genom att ostronburarna placerades 2017 i mitten av fjordstäckningen där partikelmängden vanligen inte är lika hög som i hamnar, trängre utrymmen eller strandnära. De mest förekommande PAH:erna är pyren, fluoren, fluoranten och benso[b]fluoranten, men skillnaden till övriga standard-PAH:er är inte stor inne i fjorden.

De metylerade PAH:erna visar inte heller några tydliga spatiala skillnader, men förhöjda halter av 2-metylnaftalen har registrerats (2017) nära samhället Sannäs (Stn. 20). Vid referensstationen 33, visar båda dessa ämnen också högre halter i ostronen men inte på samma sätt i musslorna vilket vi för närvarande inte funnit någon förklaring till. De mest förekommande PAH:erna i de utplacerade musslorna i Sannäsfjordens är pyren, fluoren, fluoranten och fenantren. Bland de metylerade skiljer sig också här de båda åren 2016 och 2017 åt.

Att fördelningen av PAH:er i musslor och ostron är så jämn i Sannäsområdet kan som nämnts troligen förklaras med både mindre båttrafik, avsaknaden av någon mer samlad källa som i Grebbestad och en effektiv cirkulation som resulterar i den relativt korta uppehållstiden för ytvattnet i fjorden. Perioder under båtsäsongen med dåligt väder och lite trafik ger också dessa blötdjur tid att bryta ner och göra sig av med upptagna PAH:er (Deslous-Paoli och Héral, 1988; Ruiz m.fl. 1992; Huckins m.fl. 2004).

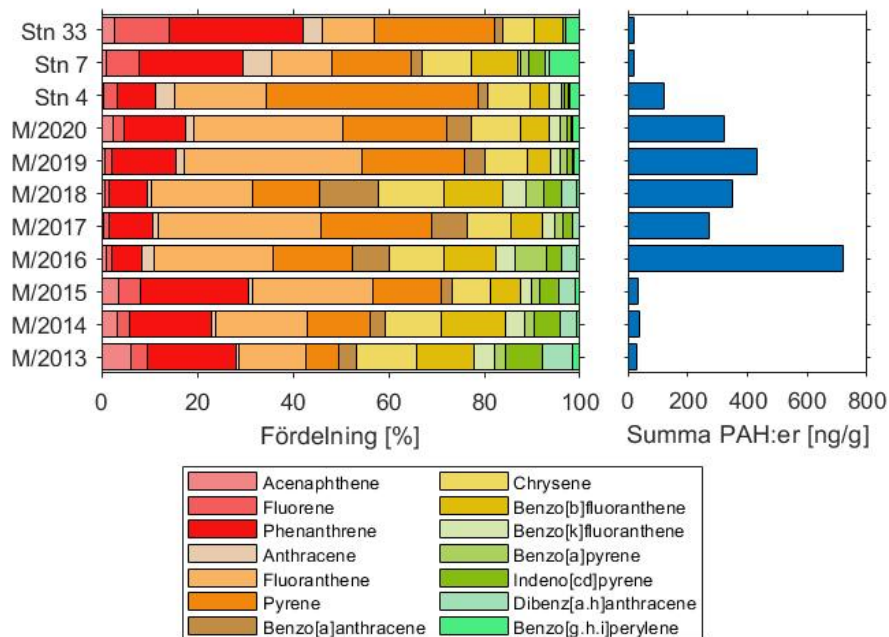
När koncentrationerna generellt är låga blir också eventuella gradienter mindre tydliga. Kontrasten till sedimenten blir här därför stor då dessa innehåller en betydligt större andel tunga, fettlösliga PAH:er vilka sorberar till partiklar som sedimenterar och bevaras i sedimenten som ett slags beständigt miljöarkiv. Bottnarna mottar dessutom sedimentpartiklar under hela övriga året, främst då halterna i atmosfären är som högst (Grennfelt 2020, jfr fig. 40). Stora mängder sedimentpartiklar är i omlopp i vattenmassan, speciellt höst, vinter och vår och inte bara under de 6 veckor på sommaren som påverkade våra burlevande ostron och musslor 2016 och 2017.

I vår studie av upptag av PAH:er i ostron och musslor somrarna 2016 och 2017 ser vi som beskrivs ovan, tydliga skillnader mellan åren, både i halter och ämnesfördelning, vilket redovisas i sektion 4.4.4 och 4.4.5. Stora mellanårsskillnader har tidigare observerats i samband med t.ex. marin miljöövervakning i Skagerrak och Kattegatt. Boalt m.fl. (2010) konstaterar att detta är ett vanligt fenomen. Utöver mellanårsvariationer kan det också finnas skillnader mellan individer vilket framträder relativt markant i våra duplikat och triplikat trots att ett relativt stort antal individer, ca 30 st totalt och där 15 eller 10 individer analyserats i varje delprov (Appendix, fig. A4 och A5).

För att sätta våra observationer av PAH:er i biota i ett perspektiv jämför vi med kontrollprogrammet *Nationell miljöövervakning av miljögifter i biota*, Naturhistoriska Riksmuseet, som redovisar halter av PAH:er i blåmusslor från 1984 till 2020, varav årligen från 1999 vid en station i närheten av Fjällbacka (fig.46). Djuren insamlas då under hösten för vidare analyser och data visar generellt minskande halter från 1990-talet fram till 2015. Under 2016 verkar det dock ha introducerats en ny f.n. inte känd källa av PAH:er vilket också visar sig i sedimentdata från samma område (BVK, 2019). För åren strax innan 2016 överensstämmer halter och fördelning till stor del med våra observationer i Sannäs- och Grebbestadsområdena under 2016-2017.

Den nya källan som uppträder från och med 2016 i Fjällbackaområdet resulterade i att musslornas halter av PAH:er t.o.m överstiger halterna i musslor inne i Grebbestads hamn och gör så fortsatt i de följande mätningarna (fig.46). Detta förhållande gör det svårt att motivera en mer utförlig jämförelse med våra data.

I ett arbete från Örebro universitet (Karlsson 2015) undersöktes PAH-innehållet i blåmusslor från Stenungsundsområdet och från Orust. De dominerande PAH:erna var där de samma som inom Sannäs-Grebbestadsområdet. I närheten till hamnar och marinor kunde högre PAH-halter konstateras. I Karlssons (2015) rapport hade koncentrationerna beräknats på musselköttets våtvikt vilket gör det svårt att jämföra med våra resultat.



Figur 46. PAH-halter i musslor från kontrollstationen med årliga mätningar nära Fjällbacka (M) för åren 2013-2020 (Data från nationell miljöövervakning av miljögifter i biota, Naturhistoriska Riksmuseet, 2019). I samma figur visas data från stn. 4, 7 och 33 i denna studie (alla från 2017). Diagrammet till vänster; procentuell fördelning och till höger; summan av koncentrationerna för samtliga ingående ämnen. Notera de kraftigt förhöjda PAH-halterna under åren 2016-2020 i Fjällbackaområdet.

5.2.5 PAH:er i vatten

Koncentrationerna av PAH:er i vattnet visar inte så stora spatiala variationer som övriga matriser. Detta är förklarligt då passiva provtagare, i vårt fall SPMD, bara tar upp PAH:er lösta i vattenfasen där de sprids mer effektivt än PAH:er associerade med partiklar. Partikelbundna PAH:er har en tendens att ackumuleras närmare föroreningskällor pga att partiklarna sjunker till botten där de ackumuleras. Man ser däremot tydligt att det är förhöjda koncentrationer i vattnet i både Sannäs fjorden och Grebbestad jämfört med referensstationen (fig.20) vilket tyder på att det finns en källa(-or) i dessa områden. Inne i Grebbestad är koncentrationen av Σ PAH15 ca fyra gånger högre än referensstationen.

För att urskilja påverkan av fritidsbåtar i våra SPMD-data kan man jämföra med motsvarande data från Auke Lake, Alaska (Rice m.fl. 2008), vilken förorenas i stort sett endast av just fritidsbåtars avgasutsläpp (fig.47). Ämnesfördelningarna för våra SPMD-stationer visar sig vara relativt lika de från Auke Lake med korrelationskoefficienter mellan 0.88 och 0.94 med lägst korrelation för station 33.

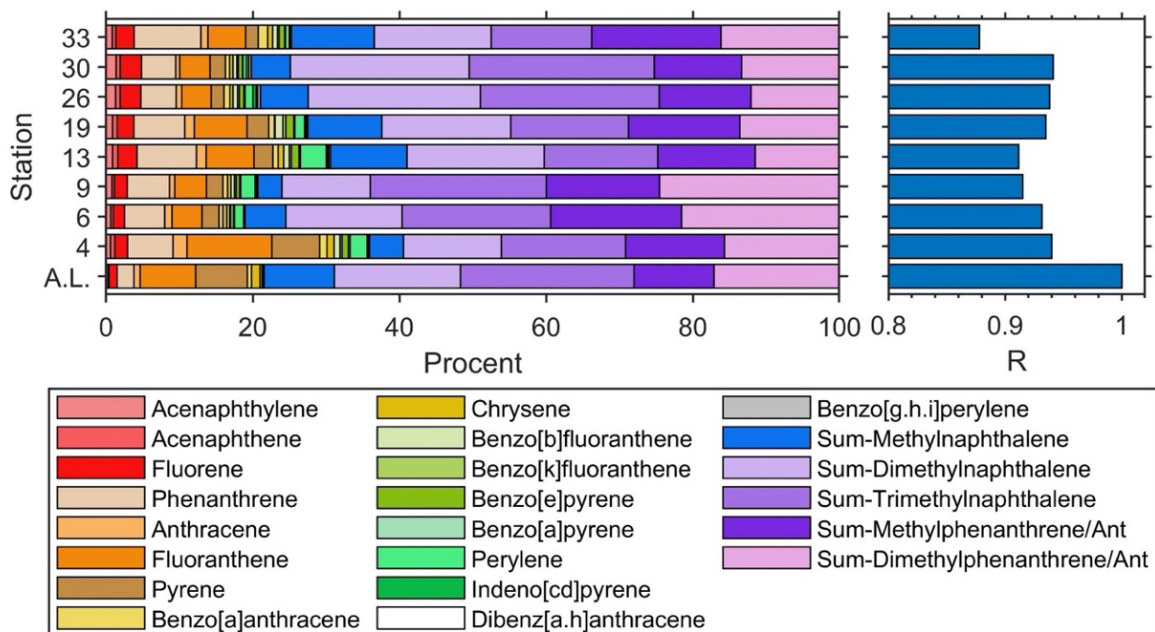
Den relativt höga korrelationen vid station 33, som borde vara relativt opåverkad av fritidsbåtar, tyder på att den storskaliga bakgrundskällan för PAH:er har en likartad fördelning av ämnen som fördelningen orsakad av fritidsbåtar i Auke Lake. Detta faktum försvårar möjligheten att identifiera signalen av fritidsbåtar. Det finns dock vissa tydliga skillnader i fördelningarna som kan användas. Auke Lake har en relativt stor andel pyren och flouranten (ca 15 %) jämfört med ca 9 % vid station 33, samtidigt som andelarna fenantren och flouren är högre vid station 33 jämfört med Auke Lake (ca 12 % mot 5 %).

När det gäller metylerade PAH:er utmärker sig Auke Lake med en hög andel trimetylnaftalener på ca 22 %. Dessa skillnader avseglas i korrelationskoefficienterna som är högst inne i Grebbestads hamn (stn. 4) och sen minskar ut mot havet vid station 6 och 9. Längst inne i Sannäsfjorden (stn. 13) är korrelationen relativt låg och ökar sen ut längs fjorden (stn. 19, 26) och är som störst vid station 30 i närheten av ”havets E-6:a”.

För att förtydliga likheterna mellan stationerna i Grebbestadsområdet och Sannäsfjorden med Auke Lake utfördes en principalkomponentanalys (PCA). Score ploten (fig. 48a) visar att stationerna i Grebbestadsområdet har en sammansättning av PAH:er som i hög grad liknar de uppmätta värdena i Auke Lake medan det inte är lika tydligt i Sannäsfjorden. Station 4 som ligger inne i Grebbestads hamn och med högst koncentrationer av PAH:er avviker dock från mönstret i Auke Lake, vilket tyder på att här finns en annan källa i tillägg till avgaser från fritidsbåtar. De ämnen som framförallt kan relateras till Auke Lake är den relativa förekomsten av dimetylfenantrener, dimetylantracener, metylfenantrener, metylantracener samt trimetylnaftalener vilket indikeras i loadingplotten (fig. 48b).

Detta mönster sammanfaller med intensiteten av fritidsbåtar och pekar därför ut fritidsbåtar som en trolig källa till de förhöjda halterna av PAH:er i vattnet i närheten av det starkt trafikerade Grebbestad.

Det kan också konstateras att koncentrationerna i SPMD-membranen visar likheter med PAH:erna vi uppmätt i ostron och musslor som varit utplacerade på dessa stationer och där filtrerat vatten under samma tidsperiod.

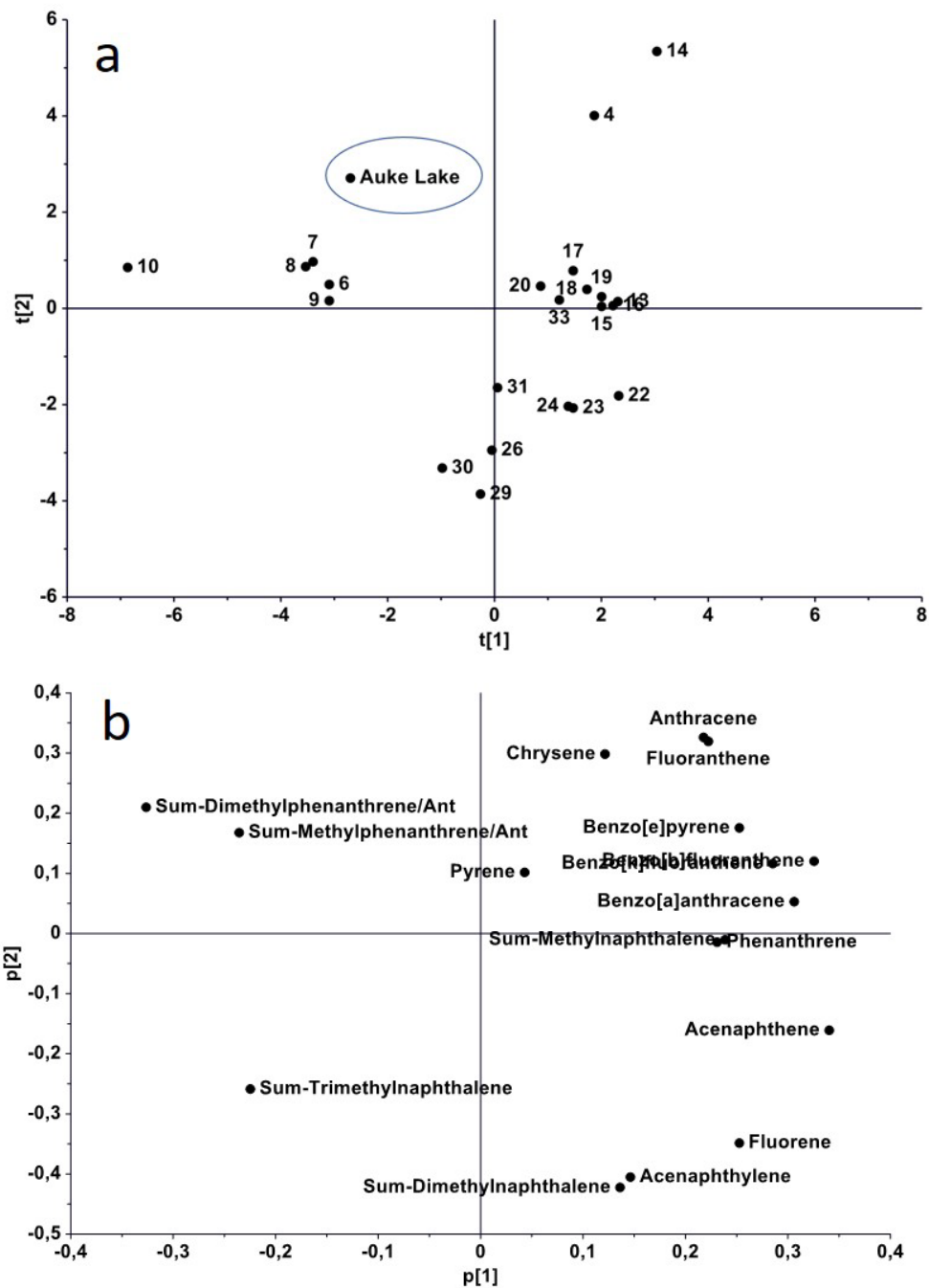


Figur 47. Jämförelse av PAH-fördelningar (membranhalter) mellan Auke Lake (A.L.) och ett antal av mätstationerna i denna studie. Den högra panelen visar korrelationskoefficienten (R) för respektive stations ämnesfördelning mot fördelningen i Auke Lake.

De temporala studierna av PAH-halter i vattnet vid station 23 under somrarna 2018 och 2019 i Sannäsfjorden visade att vissa PAH:er ökar i samband med den intensivaste sommartrafiken på fjorden (fig.34).

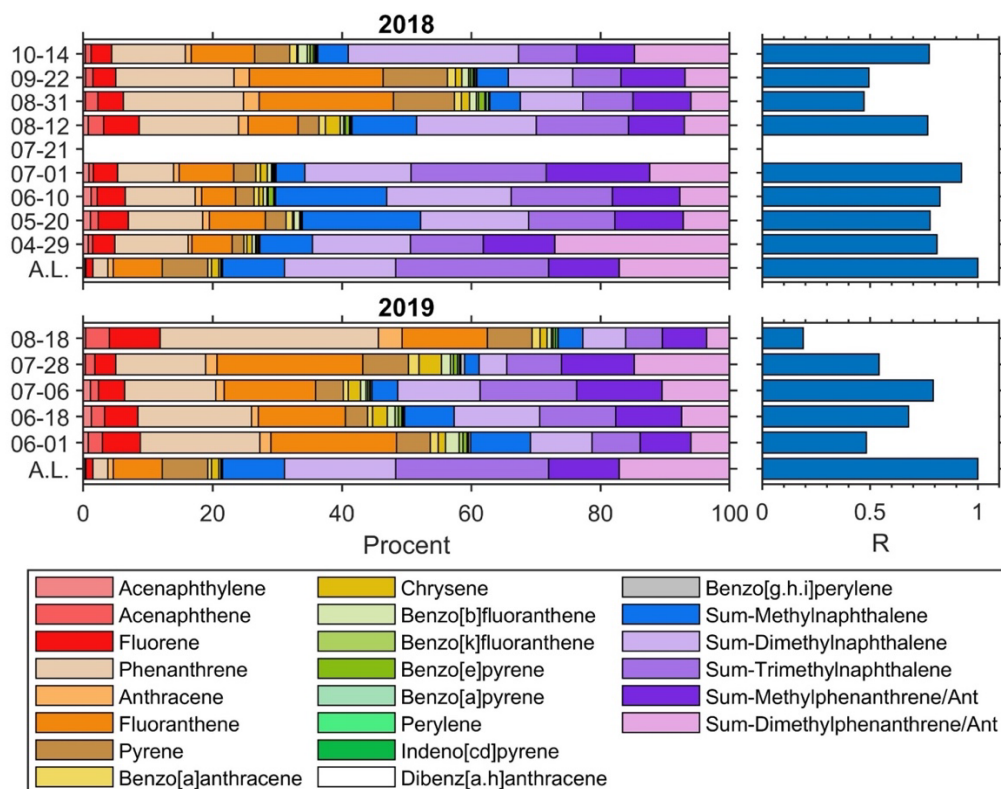
Temporala SPMD-data jämförda med data från Auke Lake (fig.49) visar att under juli månad, just då båttrafiken är som mest intensiv ser vi också den bästa korrelationen med Auke Lake, med $R=0.92$ för 2018 och $R=0.79$ för 2019. Likheten mellan fördelningarna för juli 2018 för Sannäsfjorden och Auke Lake är stor vilket också indikeras av den höga korrelationskoefficienten.

Under sommaren 2019 är korrelationen lite lägre främst på grund av mindre andel metylerade PAH:er jämfört med Auke Lake. Som nämnts ovan förlorade vi 2018 ett instrument just vid den trafiktätaste perioden men befintliga data pekar ändå på att mätningarna 2018 och 2019 visar samma mönster.



Figur 48 a-b.

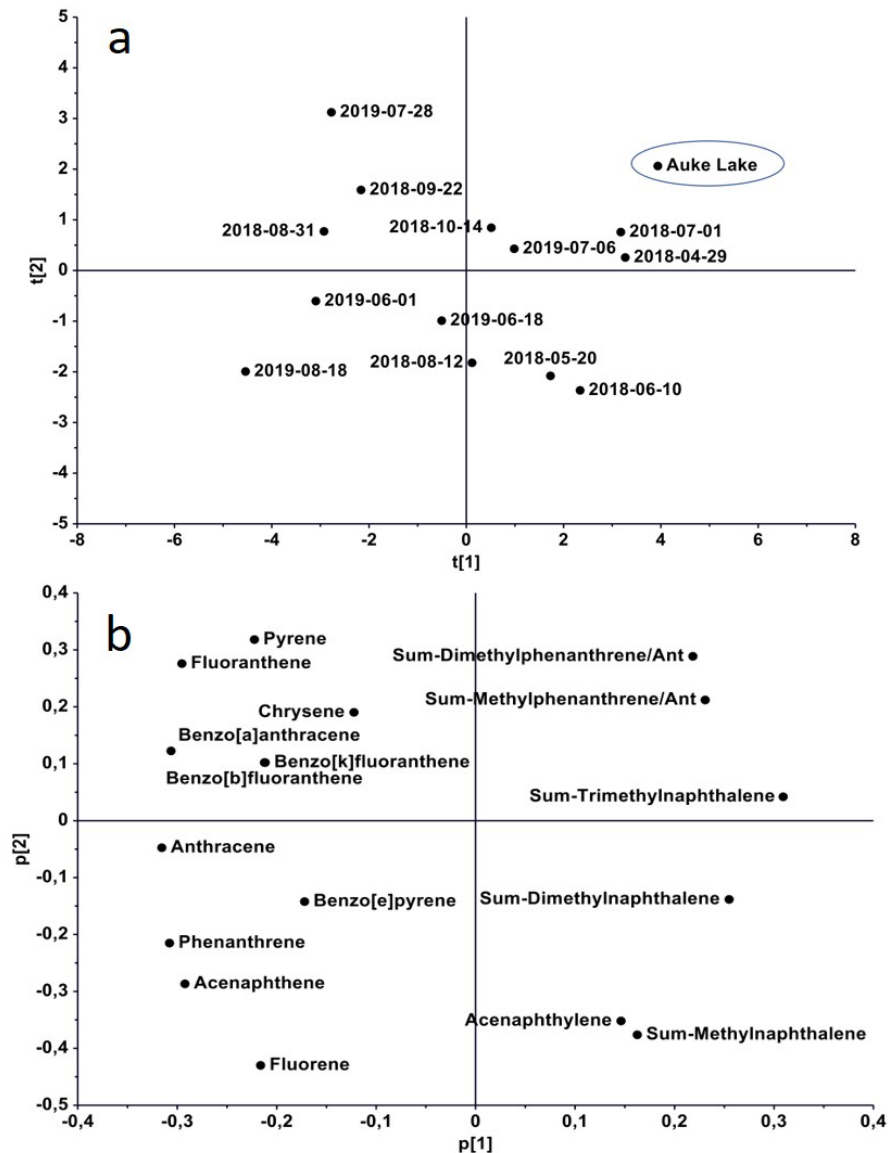
Multivariat utvärdering av PAH sammansättningen mellan Auke Lake och PAH-halter i vatten i Sannäsfjorden 2017 ($R^2X = 0,843$; $Q^2 = 0,42$; de två första komponenterna förklarar 64% av variationen). a) Score plot där stationerna 6-10 visar stora likheter med Auke Lake. b) Loading plot där de PAH:er som skiljer ut Auke Lake och stationerna 6-10 är de metylerade fenantrenaerna samt de metylerade antracenerna.



Figur 49.

Jämförelse av PAH-fördelningar (membranhalter) mellan Auke Lake (A.L.) och mätningar med SPMD utsatta vid olika tidpunkter på station 23 under 2018 (1 m) och 2019. Datumen på respektive stapel visar dagen då en ny provtagare sattes ut och representerar alltså de tre följande veckornas exponering. Instrumentet som sattes ut 2018-07-21 förklarades och är indikerat med en lucka i tidsserien. De högra panelerna visar korrelationskoefficienten (R) av ämnesfördelningen för respektive tidsperiod mot fördelningen i Auke Lake.

I motsvarande PCA-analys visar score-plotten (fig.50a) att julmätningarna 2018-07-01 och 2019-07-06 ligger nära Auke Lake vilket överensstämmer med kulmen på båtkaktiviteter i Sannäs fjorden medan mätningar från augusti och september visar på stora avvikelser. Loading plotten (fig.50b) visar att det är den relativa sammansättningen med en dominans av metylerade PAH:er som visar på likheterna med Auke Lake. Instrumenten som sattes ut tidigt 2018-04-29 och sent, 2018-10-14, har också liknade mönster som Auke Lake vilket kan vara tecken på den kvarvarande effekten av det större atmosfärsnedfallet under vinter och vår samt successivt ökande nedfall under hösten (fig. 40). I överensstämmelse med de spatiala fördelningarna ovan (fig. 47) pekar de temporala mönstren ut fritidsbåtar som en signifikant källa till förhöjda koncentrationer av PAH:er.

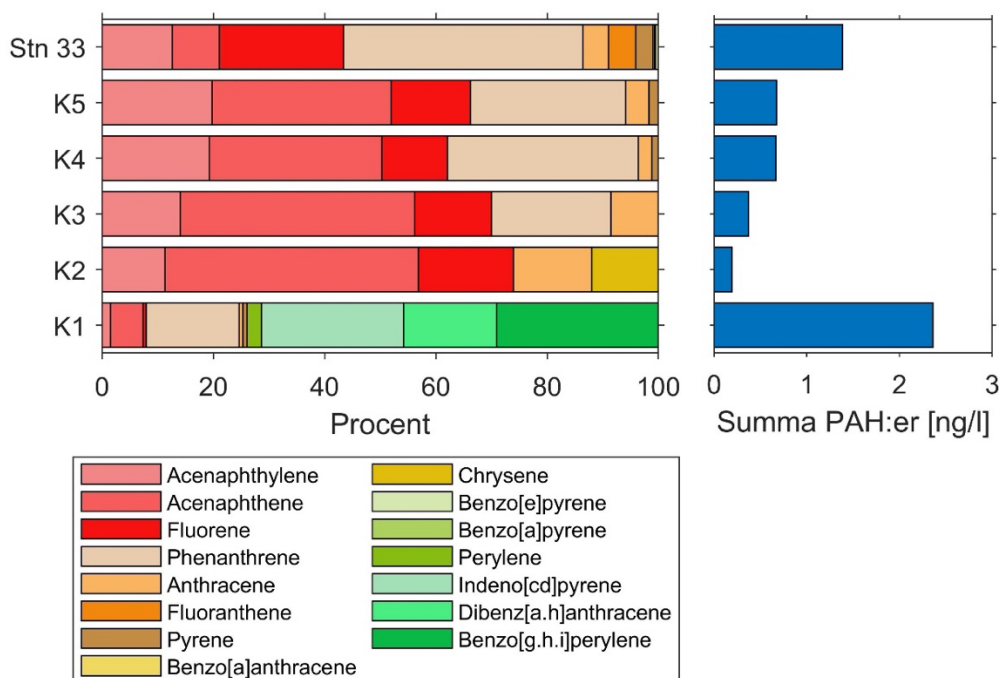


Figur 50 a-b.
 Principalkomponentanalys (PCA) av sammansättningen av PAH:er under åren 2018 och 2019 i Sannäsforden samt dess likheter med Auke Lake ($R^2X = 0,61$; $Q^2 = 0,231$; 2 komponenter som förklarar 61% av variationen. Score ploten (a) och loading ploten (b) visar att förekomsten av metylerade fenantrener och antracener samt metylerade naftalener förklarar likheterna med Auke lake.

En viktig aspekt i samband med tidsvariationer av PAH:er i ytvattnet är att det förekommer en säsongvariation med markant högre koncentrationer av PAH:er i vattnet under höst och vinter (Kanwisher m.fl. 2020). Detta kan inverka på tolkningen av fritidsbåtars utsläpp under vinter, vår och höst, då deras bidrag, totalt sett, kan vara underordnat atmo-

sfärsnedfallet. Ett annat generellt mönster, baserat på data från de södra delarna av Östersjön, är att halterna av PAH:er i vattnet är betydligt lägre på öppet hav jämfört med kustnära vattnen (Witt, 2002).

För att jämföra våra PAH-mätningar med andra data från närområdet kan vi använda observationer m.h.a. mätningar med passiva provtagare, SPMD, från Kosterhavet 2015 och 2016 (Egardt m.fl. 2018). Provtagarna var då placerade i naturhamnar i Kosterområdet (se fig. 1) med syfte att spåra utsläpp av PAH:er från fritidsbåtar. Från dessa observationer såg man en ökning av tyngre PAH:er under högsäsongen (2015) jämfört med försäsongen (2016) för vissa (inte alla) naturhamnar i skärgården runt Kosteröarna. Jämfört med våra data (Stn. 33) uppvisar naturhamnarna i Kosterområdet generellt lägre PAH-koncentrationer (fig.51) än vår referensstation (med undantag för stn. K1). Troligen är detta en effekt av att dessa stationer ligger mer ute i öppet hav med kraftig vattencirkulation runt öarna vilket effektivt sprider ut och transporterar bort föroreningar från eventuella lokala källor. Fördelningsmässigt skiljer sig Kosterstationerna från station 33 främst med högre andel acenaften samt lägre andelar av fluoren och fenantren. Station K1 avviker med mycket högre koncentrationer och andelar av tyngre PAH:er än övriga stationer.



Figur 51. PAH-koncentrationer i vatten (baserat på SPMD-data) från fem stationer Kosterområdet (se fig. 1 för positioner) sommaren 2015 (Egardt m.fl. 2018) jämfört med station 33. Diagrammet till vänster; procentuell fördelning och till höger; summan av koncentrationerna för samtliga ingående ämnen.

5.2.6 Källspårning, diagnostiska kvoter

De PAH:er som återfinns i sedimenten, vattnet och de musslor och ostron som använts i den här studien i Sannäs-fjorden och Grebbestadområdet härstammar inte bara från en källa utan är en blandning av flera olika källor och ursprung. I ett försök att reda ut vilka källor som bidrar till föroreningen av PAH:er har vi använt fem vanligen använda kvoter mellan PAH:er.

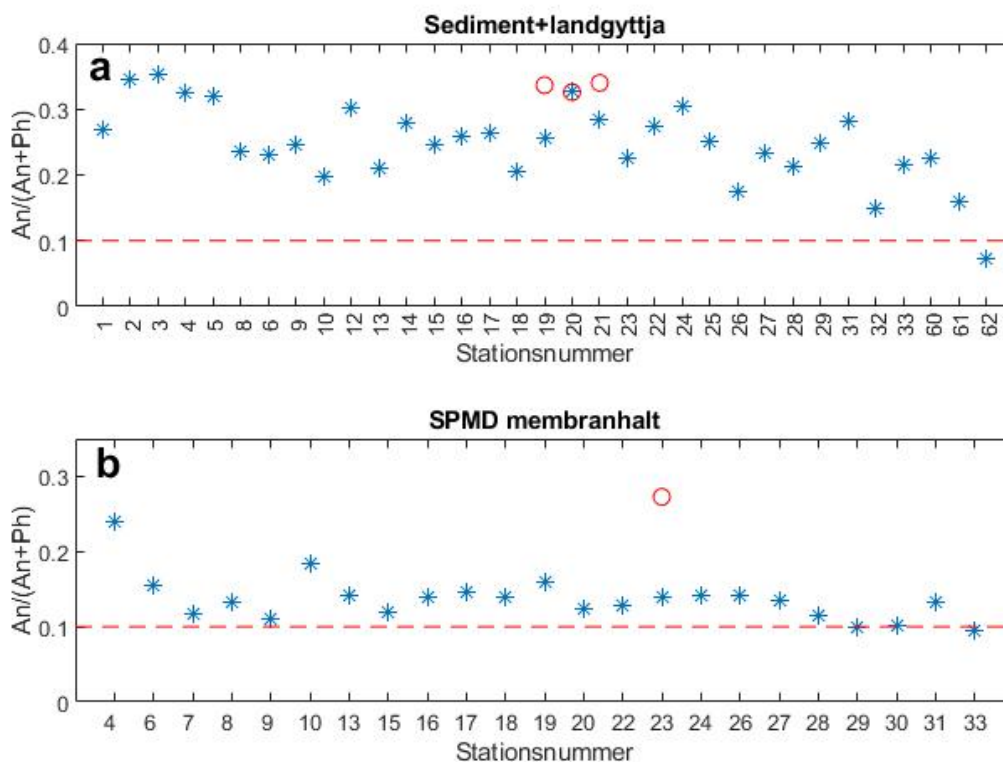
Man kan förvänta sig att den kraftiga källan/källorna av PAH:er som uppenbart finns i Grebbestads hamn, med upp till fem gånger högre koncentrationer i sedimenten jämfört med stationer utanför Grebbestad och i Sannäsområdet, borde ha en speciell signatur för vissa kvoter. Det visar sig emellertid att 4 av de 5 testade kvoterna inte ger något tydligt utslag med förväntade avvikande värden inne i Grebbestads hamn. Den kvot som ger ett tydligt utslag är antracen/(antracen+phenantren) (A/P) som visas i figur 52 för sediment respektive vatten (alla kvoter visas i Appendix, fig. A6, A7). För sedimenten är denna kvot som högst (ca 0,35) vid station 2 och 3 inne i Grebbestad och väsentligt lägre på många stationer i Sannäsområdet.

I vattnet är mönstret ännu tydligare för samma kvot. Den är som högst vid station 4 (ca 0,28) längst in mot Grebbestad men också relativt hög vid station 10 utanför Tanumstrand. Man ser också något förhöjda värden av kvoten vid på många av stationerna i Sannäsområdet jämför med referensstationen (stn. 33). En A/P kvot över 0,1 tyder på en pyrogen källa vilket är fallet för de flesta av våra stationer (se sektion 2.1). Källan blir dock mer utpräglad pyrogen på stationer med höga halter av PAH:er där vi förväntar oss påverkan av fritidsbåtar.

Att övriga kvoter inte visar några tydliga mönster är inte speciellt anmärkningsvärt eftersom när man arbetar med diagnostiska kvoter är det normalt så att man får använda sig av kvoter som fungerar i en viss föroreningssituation (Stogiannidis och Laane 2015). I idealfallet känner man kvoterna för en speciell källa och därmed finns möjligheten att spåra effekten av denna källa i dess marina omgivning. I vårt fall har vi en dominerande diffus bakgrundskälla som är en kombination av olika regionala källor som når undersökningsområdet via lufttransport, nederbörd, landavrinning och havsströmmar. Dessa bakgrundskällor ger ett visst övergripande PAH-innehåll i våra undersökningsområden som också avspeglar sig i en viss nivå av kvoterna varav flera har en relativt jämn fördelning och inte förändras speciellt på platser med lokalt höga koncentrationer. A/P-kvoten ger dock avvikande förhöjda värden inne i Grebbestad, både för sediment och vatten, vilket antyder en lokal källa med pyrogen karaktär.

Det studier vi har att jämföra med och för att spåra denna källa är observationerna i Auke Lake Alaska och Lake Superior (Rice m.fl. 2008; Cox m.fl. 2017). Båda dessa studier relativt hög A/P-kvot på ca 0,25 resp. 0,35 vilket är ett indicium på att det är fritidsbåtsmotorer och deras avgaser som är källan till de förhöjda koncentrationerna av PAH:er i vattnet inom vårt undersökningsområde.

När det gäller övriga kvoter så ligger kvoterna orsakade av fritidsbåtsmotorer i Lake Superior och Auke Lake relativt nära kvoterna för bakgrundshalterna och merparten av stationerna i vårt undersökningsområde. Det kan förklara varför man inte ser någon tydlig signal av fritidsbåtar inne i Grebbestads hamn i andra kvoter än A/P-kvoten. De andra kvoterna har inte tillräckligt avvikande värden från bakgrunden för att ge utslag, även om det finns en stor lokal källa.



Figur 52 a-b.

a) Antracen/(antracen+phenantren)-kvoten för sediment stn. 1-33) och landgyttjor (Stn. 60-62). Röda ringar visar samma kvot för tre marinor i Lake Superior där den huvudsakliga källan av PAH:er kommer från fritidsbåtar:

b) Samma kvot för membranhalterna i SPMD-provtagarna från alla mätstationer. Den röda ringen visar kvoten för SPMD data i Auke Lake, Alaska där den huvudsakliga PAH-källan är avgaser från fritidsbåtar. Horisontella streckade linjer visar gränsen mellan pyrogena och petrogena källor enligt tabell 4.

En annan tydlig signal är den låga benso[a]pyren/(benso[a]pyren+krysen)-kvoten för landgyttjorna (fig.A6 i appendix). Denna kvot är också generellt låg för atmosfärskoncentrationerna uppmätta vid Råö (fig.40) som har medelvärdet 0,28 med relativt stora fluktuationer (standardavvikelse 0,1) fast mycket sällan värden över 0,5. Detta tyder på att atmosfärsnedfall är den huvudsakliga källan för landgyttjorna och torven från stn. 61 och 62, vilket också är förväntat.

5.2.7 Jämförelser mellan de olika matriserna sediment, vatten och biota

Det är tydligt att det finns klara skillnader mellan sediment, vatten, ostron och musslor då man använder PAH:er för att spåra föroreningsituationer eller som miljöindikatorer. Sediment ger som visats ovan en bra bild av temporal vattenkvalitet över tid på längre skolor (år/decennier). Passiva provtagare ger en bra genomsnittlig bild av vilka PAH:er som finns i vattenmassan under de senaste veckorna däremot visar de inte den del som är bundet till sedimentande partiklar

För att identifiera påverkan av fritidsbåtar har mätningar med passiva provtagare bäst potential jämfört med både sediment och biota. Provtagningen av PAH:er i vattnet har skett under sommarperioden då också fritidsbåtarna är som flest och luftföroreningarna är som lägst, till skillnad från sedimenten vars innehåll är ett resultat av tillförsel över hela året. I jämförelse med ostron eller musslor har inte de passiva provtagarna nackdelarna med fysiologiska processer som reproduktion och upptag av PAH:er både passivt genom gälarna samt upptag genom födan, och nedbrytning genom eget kroppsförsvar. Dessutom saknar de passiva provtagarna initialt helt PAH:er i membranen vid utsättningen när ostron och musslor startar med en viss koncentration vilken kan variera beroende på hämtplats.

Ostron och musslor (biota) har fördelen att de koncentrerar aktivt det som finns i vattnet inklusive det partikelbundna. Nackdelen med biota är att det är just levande organismer. Nedbrytningshastigheter varierar beroende på temperatur, ämnesomsättning och födotillgång. Variationen observeras exempelvis då halveringstiden för PAH:er varierar mellan 3-6 veckor beroende på antalet aromatiska ringar (3-5) (Deslous-Paoli och Héral, 1988; Ruiz m.fl. 1992; Huckins m.fl. 2004). Kunskapen om nedbrytningshastigheter, ämnesomsättning och variationer mellan arter är delvis bristfällig. Båttrafikens omfattning under sommaren varierar med väderlek, vilket ger musslor och ostron, tid för självrening under väderförhållanden som medför låg trafikintensitet. Men eftersom musslor och ostron varit utplacerade i mer än 6 veckor har vi begränsat nedbrytningseffekten då ingen av båtsomrarna hade långa lågaktivitetsperioder (även om den antagligen kan påverka fördelningen av PAH:er).

Studier har visat att PAH-innehållet i mussel- och ostronkött minskar avsevärt efter vintern då ämnesomsättningen ökar igen. Samtidigt visar studier på andra arter att avsöndringen av ägg och spermier där biomassan hos det enskilda djuret minskar avsevärt, även påverkar PAH-innehållet signifikant (Deslous-Paoli och Héral, 1988; Ruiz m.fl. 1992). Andra studier av blåmusslor och PAH-innehåll i svenska vatten visar inte på någon specifik korrelation mellan fetthalt (0,5-2 % fett) i musslan och PAH innehåll (Magnusson och Hammar 2015). Sammantaget kan man säga att biota adderar kunskap och är en bra varningsflagga för förhöjda halter men att det är svårt att jämföra mellan år och olika studier. Analyser av biota ger också en förstärkning av det man redan ser med passiva provtagare, sediment eller andra tekniker. En stor fördel är ju dock att man kan använda insamlade djur från platsen vilka är anpassade till de vanliga förekommande variationerna i miljön där också variationer i salthalter och temperatur ingår.

5.3 PAH-HALTER I FÖRHÅLLANDE TILL GRÄNSVÄRDEN

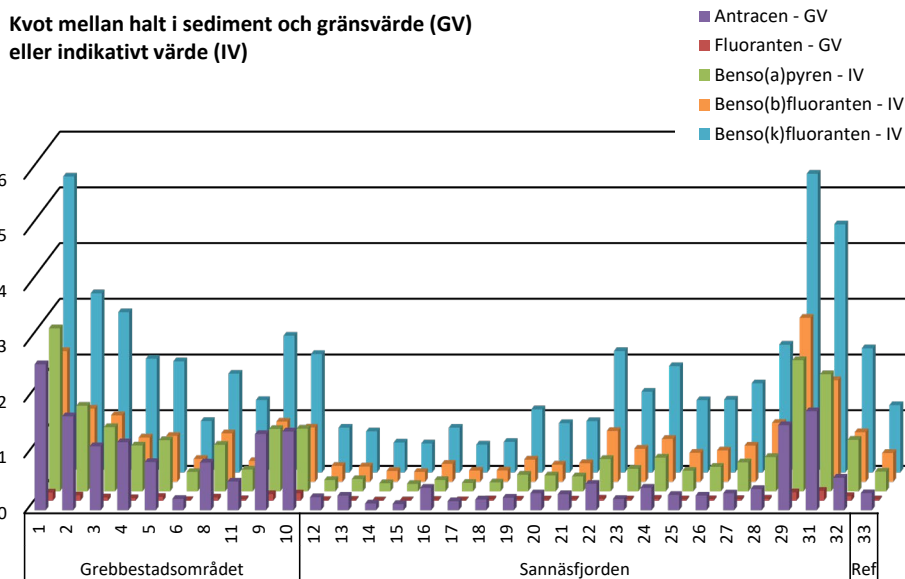
5.3.1 PAH-halter i ytsediment i förhållande till gränsvärden

Miljöklassningen av sedimentens halter av PAH:er i Sannäsfjordsområdet (tabell 5) uppvisar generellt relativt modesta halter av PAH:er, från klass 1 (mycket låga halter) till klass 3 (medelhöga halter). I Grebbestadsområdet däremot varierar klassningen mellan klass 3 till klass 5 (mycket höga halter), där en stor del av dessa dessutom är starkt mutagena och cancerframkallande. Klassningen baseras på hur höga halterna är i förhållande till andra sedimentprover tagna i Sverige, och är således inte direkt relaterade till toxicitet.

För att kunna utvärdera om PAH-halterna är så höga att de kan försämra sedimentens kemiska status enligt EU:s vattendirektiv och utgöra en risk för sedimentlevande djur så kan de uppmätta halterna istället jämföras med ekotoxikologiskt baserade gränsvärden (Havs- och vattenmyndigheten, 2020), vilket finns för antracen och fluoranten. Halterna kan också jämföras med mer osäkra så kallade indikativa värden, vilket finns för pyren, benso[b]fluoranten och benso[k]fluoranten. För denna jämförelse behöver en normalisering göras till sedimentens innehåll av organiskt kol, eftersom PAH:er binder till organiskt kol och därmed blir mindre biotillgängliga om sedimentet innehåller mer organiskt kol. Efter normaliseringen till innehållet av organiskt kol visade jämförelsen att sedimentens halter på en del platser översteg gränsvärden och indikativa värden, vilket visas av att kvoten mellan observerad halt och gränsvärde eller indikativa värden överstiger 1 (fig.53). För fluoranten överstegs aldrig gränsvärdet men för de övriga fyra PAH:er överstegs gränsvärde eller indikativa värden på mer än en plats.

I Grebbestadsområdet var kvoterna, som högst längst inne vid hamnen. Alla ämnen förutom fluoranten överskred kvoten 1 på stationerna 1 till och med 3, och i station 4 överskred fortfarande antracen sitt gränsvärde och benso[k]fluoranten sitt indikativa gränsvärde. På station 6 överskred inget ämne kvoten 1, men på station 8 till och med 11 förekom återigen överskridanden av gränsvärden och indikativa värden; på station 9 för alla PAH:er förutom fluoranten.

I Sannäsfjorden var kvoterna som lägst inne i fjorden för att sedan stiga utåt. Kvoterna för alla ämnen är under 1 på stationerna 12 till och med 18, men på 19 och sedan från station 22 och utåt överstiger benso[k]fluoranten kvoten 1. På station 28 överstiger även benso[b]fluoranten sitt indikativa gränsvärde, och på station 29 och 31 överstiger alla ämnen förutom fluoranten sina gränsvärden eller indikativa gränsvärden. På station 32 sjunker dock kvoten ner under 1 igen, förutom för benso[k]fluoranten.



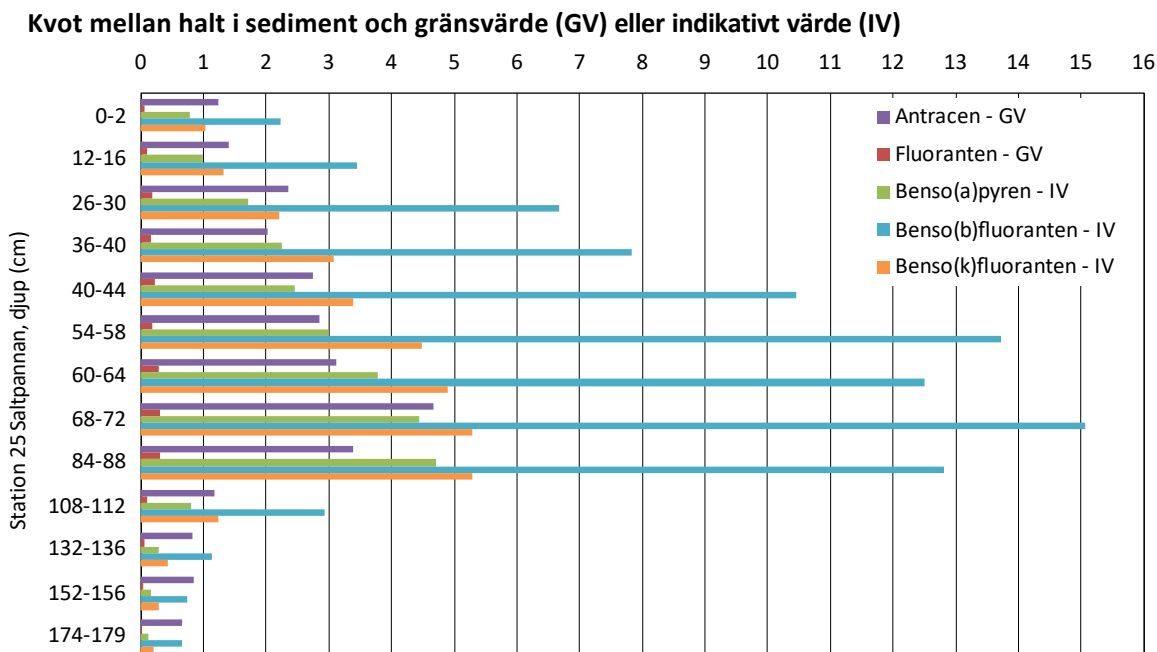
Figur 53.

Kvot mellan halt i sediment och gränsvärden eller indikativa värden för de PAH:er för vilka det finns värden. Notera att kvoterna över 1 överskrider gränsvärdena eller indikativa värden enligt vattendirektivet (HVMFS 2019).

5.3.2 PAH-halter i djupa sedimentkärnor i förhållande till gränsvärden

I Sannäsfordens djupbassäng (Stn. 25, Saltpannan) provtogs sedimentkärnor som analyserades för PAH:er i flera djupintervall, från överytan 0 cm och ned till ett djup av 179 cm, vilket motsvarar en tidsperiod av ca 180 år. I dessa prover har halterna jämförts med gränsvärden och indikativa värden, även om dessa värden främst är avsedda för ytsediment. En normalisering till organiskt kol är emellertid bra att göra även för PAH-halterna i kärnorna då PAH binder till organiskt kol. Eftersom TOC inte analyserades i samma djupnivåer som PAH:er har TOC-värdena för PAH-provernas djupnivåer lästs av från diagram över TOC-halterna i kärnorna (fig.36) (Zar 2019).

I sedimentkärnan från station 25 är benso(k)fluoranten det ämne som överskrider sitt indikativa värde mest märkbart (fig.54). Här förekommer det överskridande på fler nivåer och av fler ämnen. Det är bara i de två nedersta provnivåerna som inte något ämne överskrider gränsvärden eller indikativa värden. TOC-halterna är relativt jämna längs hela kärnans djup och håller sig mellan 4,0 och 5,6 %. Överskridandet av gränsvärden och indikativa värden minskar mot ytan av sedimentkärnan men i det ytligaste provet är det fortfarande tre ämnen som överskrider gränsvärden respektive indikativa värden – antracen, benso[b]fluoranten och benso[k]fluoranten.



Figur 54. Kvot mellan halt i sediment och gränsvärden eller indikativa värden för de PAH:er för vilka det finns värden för sedimentkärnorna från Stn. 25. Gränsen för överskridande går vid kvoten 1.

5.3.3 PAH-halter i biota i förhållande till gränsvärden

För biota finns det gränsvärden för kemisk ytvattenstatus för två PAH:er i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS, 2019). Båda dessa avser kräftdjur och blötdjur, dvs. musslor och ostron omfattas, däremot inte fisk. Gränsvärdet är 30 µg/kg vv (våtvikt) för fluoranten och 5 µg/kg vv för benso[a]pyren. För musslor finns det även gränsvärden inom EG-förordningen 1881/2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel. Dessa gäller färska, kylda eller frysta musslor och är 5,0 µg/kg vv för benso[a]pyren och 30,0 µg/kg vv för summan av benso[a]pyren, benso[a]antracenen, bens[b]fluoranten och krysen. Gränsvärdet för benso[a]pyren är således det samma för både i HVMFS 2019:25 och Livsmedelsverket, EG 1881/2006.

I den här undersökningen analyserades PAH-halterna för frystorkade prover. Halterna behöver därför räknas om till våtvikt för att kunna jämföras med gränsvärden. Då mätningar av förhållandet mellan våtvikt och torrsvikt för biota inte gjordes för samma prover som analyserades för PAH:er inom denna undersökning användes värden från andra mätningar (Åsa Strand, opublicerade data, 2021). För musslor varierade den genomsnittliga vattenhalten vid olika mätningar mellan 80 och 92 %, och för ostron mellan 77 och 86 %. Värdet 75 % vattenhalt, dvs. 25 % torrhalt, valdes ut som ett 'worst case-scenario' för båda

arterna, det vill säga för att risken inte skulle underskattas utan snarare överskattas. En lägre torrhaltsprocent skulle ge lägre halter på våtviktbasis jämfört med ett torrhaltsvärde på 25 %, och det är då mindre sannolikt att gränsvärden för ytvattenstatus eller för livsmedel skulle överskridas.

För fluoranten var halterna i mussla eller ostron som högst 11 µg/kg vv (vid en torrhalt på 25 %), det vill säga gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus på 30 µg/kg vv för detta ämne överskreds aldrig, inte ens vid ett 'worst case-scenario' för torrhalt. Inte heller för benso[a]pyren överskreds gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus eller för livsmedel på 5 µg/kg vv. De högsta halterna som förekom vid en torrhalt på 25 % var 2,3 µg/kg vv, det vill säga mindre än hälften av gränsvärdet. Summan av ämnena benso[a]pyren, benso[a]antracen, bens[b]fluoranten och krysen uppvisade som högst en halt på 14 µg/kg vv vid en torrhalt på 25 %, det vill säga under gränsvärdet för summan av dessa ämnen i livsmedel.

Sammanfattningsvis var halterna av PAH:er i musslor och ostron inte så höga att de vid något tillfälle överskred de gränsvärden som finns för dessa ämnen för kemisk ytvattenstatus eller för främmande ämnen i livsmedel. Det skall dock poängteras här att våra ostron och musslor inte levde i förorenade vatten innan de blev försöksorganismer inom denna studie.

5.3.4 Planerade ekotoxikologiska studier på lokal stationär fisk och musslor

Den ursprungliga projektplanen innehöll att även genomföra effektstudier på fisk och musslor med hjälp av sediment från områden inom Grebbestad- och Sannäsområdena där höga PAH-halter påträffades. Mätning av effekter av exponering för specifika PAH:er och i blandningar (cocktaileffekt) på biomarkörer (fisk) planerades att utföras på laboratorium vid GU, där även effekterna av PAH från sedimentextrakt på specifika biomarkörer dvs enzymreaktioner i fiskelever skulle ha undersökts. Även PAH:ers inverkan på organismers ämnesomsättning och risk för mutagena förändringar i lever från fisk skulle ha analyserats (Celanders m.fl. 1994). Labbstudier på levande fisk och musslor skulle genomföras på lokala, stationära musslor/ostrom och *Gobider* (smörbultar och sandstubb) infångande där fältproverna visar förhöjda halter av PAH:er. Blötdjuret skulle analyseras både med labbförsök och direkt från fält för bestämning av proteinnivåer i hepatopancreas (matsmältningsorgan) (Cholumpai m.fl. 2015). Dessa ekotoxikologiska studier planerades att utföras i den senare delen av projektet men nödgades utlämnas på grund av medelsbrist.

5.4 ERFARENHETER KRING METODIKEN

Sediment är en bra matris för att lokalisera och identifiera områden med höga föroreningsbelastningar. De är också mycket användbara som historiska arkiv av föroreningar. I sedimenten är de lättare PAH:erna underrepresenterade i jämförelse med de tunga, vilket gör det svårare att detaljupplösa och särskilja källor som kännetecknas av de lättare PAH:erna.

För att identifiera avgaser från fritidsbåtar är passiva provtagare (SPMD) i vatten den mest rättframma metoden då dessa effektivt fångar upp de mer vattenlösliga och flyktiga PAH:erna från avgaserna.

Ostron och musslor är mindre tillförlitliga att registrera vattnets innehåll av PAH:er då de är selektiva i sitt födoupptag, aktivt genomgår självreningsprocesser och att de avger fettrika PAH-innehållande könsprodukter i samband med reproduktionen.

Multivariata statistiska metoder är ett bra verktyg för att identifiera likheter och skillnader mellan olika matriser, i vårt fall sediment, vatten och biota. Att använda källkvoter för att identifiera PAH:er från fritidsbåtar visade sig mindre effektivt i vårt område då flertalet kvoter svårligen skiljs från t.ex. atmosfärsnedfall eller andra lokala källor.

Vi kan se att det finns en brist vad gäller samsyn på vilka ämnen som bör ingå i nationella övervakningsprogram. Ytterligare osäkerheter finns i vad andra metylerade PAH:er bidrar med i toxicitet exempelvis de PAH:er som innehåller kväve och syre och som även de bildas vid förbränning av fossila bränslen

För framtida undersökningar har vi följande rekommendationer:

- Inkludera fler referensstationer där fritidsbåtstrafiken är minimal eller obefintlig.
- Utför kvantitativ dokumentation av trafiken med motoriserade fritidsbåtar vid studier av deras påverkan på havs-/vattenmiljön.
- Inkludera de metylerade PAH:erna i de akvatiska miljökontrollprogrammen.
- Utför ekotoxikologiska försök med förorenade sediment där gränsvärdena passerats. Undersök lokal stationär fauna (fisk och bentiska, sedimentlevande evertebrater) och utvärdera sedimentens påverkan på faunan och på ekosystemet.

6 SLUTSATSER

I vår studie har vi identifierat tre signifikanta PAH-källor vilka bidrar till förekomsten i sediment, vatten, ostron och blåmusslor; fritidsbåtars avgaser, en diffus regional källa av långtransporterade föroreningar samt lokala urbana källor och hamnar. Den diffusa regionala källan är den som dominerar på de flesta platser och utgör en bakgrund till vilken övriga källor adderas.

Våra mätningar av havscirkulation i undersökningsområdet visar att trots ett mycket begränsat tidvatten, pågår ett effektivt vattenutbyte och därmed en stor spridning av föroreningarna från fritidsbåtarna över skärgårdsområdet.

I de undersökta områdena runt Grebbestad och Sannäsfjorden uppvisar de ytligaste sedimenten, musslor, ostron och vatten förhöjda PAH-halter där båttrafiken är mest intensiv, vilket tyder på att avgaser från fritidsbåtar är den troliga källan till dessa förhöjda halter. Detta styrks av statistisk mönsteranalys som visar att på platser med stor båttrafik är det störst likheter med referensdata. Referensdatan består av PAH-fördelningar från sediment och vatten i två områden (insjöar) där fritidsbåtar är den helt dominerande källan.

Temporala mätningar i Sannäsfjorden av PAH-koncentrationer i vattnet under somrarna 2018 och 2019 visar förhöjda koncentrationer under den mest intensiva båtperioden vilket pekar ut fritidsbåtar som en möjlig källa. Detta styrks också av den statistiska mönsteranalysen.

Inne i Grebbestads hamn finns en urban källa som bidrar till förhöjda halter av PAH:er, i tillägg till avgaser från fritidsbåtar, men det har inte varit möjligt att kvantifiera dess styrka eller PAH-fördelning utifrån det tillgängliga datamaterialet.

Ostron och musslor i Grebbestadsområdet visar liknande mönster av PAH:er i ytsedimenten, med större upptag där båttrafiken är som mest intensiv. Detta är inte lika tydligt i Sannäsområdet där båttrafiken är mindre intensiv än i Grebbestadsområdet. Hos båda arterna finns stora mellanårsvariationer i upptaget av PAH:er, men generellt är PAH-signaturen i ostron mer lik sediment medan blåmusslor har större likhet med signaturen i ytvattnet.

Historiska sediment från den oexploaterade Sannäsfjorden visar på betydligt högre PAH-koncentrationer under 1950- till 1980-talen än det vi hittar i dagens fjordsediment. Det kan främst kopplas till att atmosfärsnedfallet och den långväga transporten av PAH:er var större historiskt sett. Det bekräftas av våra PAH-analyser i sediment och mätningar av atmosfärsnedfall som görs i Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram, vilka pekar på en fortsatt minskning.

I Grebbestads hamnområde överskrider sedimentkoncentrationerna av de PAH:er för vilka gränsvärden är definierade enligt vattendirektivet. Även de s.k. indikativa värdena överskrider. Gränsvärdena överskrider också i sedimenten vid Tanumstrand. I Sannäsfjorden

överskrider PAH-koncentrationerna gränsvärdena i den yttre delen, i närhet av den starkt trafikerade farleden. Kraftigt förorenade sediment som innehåller giftiga, cancerogena och mutagena PAH:er kan därmed påverka bottenlevande fauna och i förlängningen ekosystemet.

Uppmätta halter av PAH:er i musslor och ostron är inte så höga att de vid något tillfälle överskrider de gränsvärden som finns för kemisk ytvattenstatus eller för främmande ämnen i livsmedel. Av försiktighetsskäl bör man dock undvika att skörda och konsumera ostron och musslor som lever i direkt anslutning till hamnar eller starkt trafikerade farleder då vi kunnat visa att både musslor och ostron uppvisar högre koncentrationer av PAH:er i närheten av dessa.

Vi kan heller inte vara helt säkra på att det inte kan finnas någon risk vid konsumtion då kunskaperna om cocktaileffekter med en eller flera andra ingående PAH:er och andra föroreningsämnen är mycket begränsade samt att flera av PAH:erna är starkt mutagena, cancerframkallande och toxiska.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att fritidsbåtar och produktion och skörd av sjömat kan samexistera men att det finns anledning att mana till försiktighet vad gäller ökat användande av båttrafik där petroleumprodukter används som drivmedel samt också mana till fortsatt arbete för att sänka föroreningshalterna i den akvatiska miljön. Havet ska inte vara en plats som vi förorenar med våra utsläpp till den grad att vi inte vågar äta det som växer och lever där. Därför bör arbetet fortsätta med att minska utsläppen från maritim rekreation och båtutrustning, till exempel genom generell hastighetsbegränsning i skärgården, avgasrening, renare bränslen eller införande av elmotorer samt gynna segling.

OMNÄMNANDEN

Vi har många att tacka väldigt mycket för värdefull hjälp och assistans under projektets gång. Tillstånd att levandeförvara ostron och musslor i Sannäsfjorden och Grebbestad gavs av länsstyrelsen (VG) genom Fredrik Larson. Ingela Hansson, Strömstad, levererade blåmusslor utan kostnad från sin odling vid Ystholmen 2017. Bröderna Peter och Bengt Klemming plockade och levererade ostron och musslor till projektet 2016. Tillstånd att plocka ostron från fastigheten Kleva i den innersta delen av Sannäsfjorden 2017, lämnades utan kostnad för projektet genom Erik Norgren, Naturvårdsverket. Staffan Greby, Ostronakademins grundare och ordförande instruerade och hjälpte till att öppna ostron och musslor ombord på *r/v Nereus*, Stort och Varmt Tack till er Alla!

Stort tack också till besättningarna på *r/v Skagerak* och *r/v Nereus* (Göteborgs univ.) och *r/v Trygve Braarud* (Oslo univ.) för navigering och assistans vid provtagning och skörd av ostron-/musselburar samt upphämtning av tunga hydrografiska instrument. Varmt tack till Skepparen och läraren Lars Ulmerstrand som körde Marinlinjen i Grebbestads båt, *Britta Grebert* vid arbete i Grebbestadsområdet och Ammi Laikmets som lånade oss sin båt i Grebbestad och hjälpte till att rengöra ostron-/musselburar under projektiden. Lars Ulmerstrand och Ammi Laikmets ordnade också med logistiken kring och tilltugg vid pressträffen innan sjöutfärden i Grebbestads hamn 2016, med journalister från tidningar radio och TV. Vi tackar också de elever från Grebbestads Folkhögskola och studenter vid Göteborgs universitet, Marina institutionen, som räknade motoriserade fritidsbåtar under gång, somrarna 2016 och 2017. Suzanne Faxneld, Naturhistoriska Riksmuseet, tillhandahöll PAH:data från musslor nära Fjällbacka, varmt tack för det! Och stort tack också till Albin Dahlin, kommunikatör vid GU, som var med och filmade och tog bilder under fartygsexpeditionerna och skapade en websida för projektet.

Varmt tack till Västra Götalandsregionen (Regionutveckling), Länsstyrelsen VGR, och Havs- och vattenmyndigheten, för erhållna forskningsmedel. Tack också till Länsstyrelsen, Havs- och vattenmyndigheten, VGR, Transportstyrelsen, SGU, Göteborgs universitet och Umeå universitet som lät oss disponera sin personal utan kostnad för projektet.

Till sist vill vi också tacka två anonyma, vetenskapliga granskare av rapporten, för insiktsfulla och viktiga förslag till förbättringar av manuskriptet.

KÄLLFÖRTECKNING

- Abbas A.**, Abrahamsson K., Josefson M. (2011). Characterization and mapping of carotenoids in the algae *Dunaliella* and *Phaeodactylum* using Raman and target orthogonal partial least squares. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 107: 174-177.
- Adams R. G.**, Lohmann R., Fernandez L. A., MacFarlane J. K., Gschwend P. M., (2007). Polyethylene devices: Passive samplers for measuring dissolved hydrophobic organic compounds in aquatic environments. *Environmental Science & Technology* 41(4): 1317-1323.
- Anttila P.**, Brorström-Lundén E., Hansson K., Hakola H., Vestenius M. (2016). Assessment of the spatial and temporal distribution of persistent organic pollutants (POPs) in the Nordic atmosphere. *Atmospheric Environment* 140:22-33.
- Arp H. P.**, Lundstedt S., Josefsson S., Cornelissen G., Enell A., Allard A-S., Berggren Kleja D. (2014). Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soils from Sweden, Belgium, and France: Their Soil-Porewater Partitioning Behavior, Bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and Bioavailability. *Environmental Science & Technology* 48: 11187-11195.
- BVK** (2019): Bohuskustens Vattenvårdsförbunds kontrollprogram: Delprogram 3. *Miljögifter*, 215 pp.
- Bannan M.**, Adams C.E., Pirie D. 2008. Hydrocarbon emissions from boat engines: Evidence of recreational boating impact on Loch Lomond. *Scottish Geographical Journal* 116: 245-256.
- Bergqvist P. A.**, Strandberg B., Rappe C. (1999). Lipid removal using semipermeable membranes (SPMs) in PCDD and PCDF analysis of fat-rich environmental samples. *Chemosphere* 38(5): 933-943.
- Beyer, J.** (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environmental Research* 130: 338-365.
- Bindler R.**, Rydberg J., Renberg I. (2011). Establishing natural sediment reference conditions for metals and the legacy of long-range and local pollution on lakes in Europe. *Journal of Paleolimnology* 45:519-531.
- Björk G.**, Nordberg K., Arneborg L., Bornmalm L., Harland R., Robijn A., Ödalen M. (2017). Seasonal oxygen depletion in a shallow sill fjord on the Swedish west coast. *Journal of Marine Systems* 175: 1-14.
- Blum K. M.**, Andersson P. L., Ahrens, L. Wiberg K. Haglund P. (2018). Persistence, mobility and bioavailability of emerging organic contaminants discharged from sewage treatment plants. *Science of the Total Environment* 612: 1532-1542.
- Boalt E.**, Nyberg E., Sina M., Bignert A. (2010). PAH-halter varierar mellan år. I *Havet 2010*, pp 66-67. ISSN 1654-6741. ISBN 978-91-633-6946-9.
- Boitsov S.**, Petrova V., Jensen H. K. B., Kursheva A., Litvinenko I., Klungsøyr J. (2013). Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments from southern and northern areas of the Norwegian continental shelf. *Marine Environmental Research* 87-88: 73-84.
- Boll E.S.**, Nejrup J., Jensen J.K., Christensen J.H. (2015). Chemical fingerprinting of hydrocarbon-contamination in soil. *Environmental Science: Processes & Impacts* 17: 606-618.
- Cato I.** (2006). Miljökvalitet och trender i sediment och biota utmed Bohuskusten 2000/2001 – en rapport från sju kontrollprogram. *Sveriges geologiska undersökning, Rapporter och meddelanden* 122. 490 p.
- Celander M.**, Näf C, Broman D and Förlin L. (1994). Temporal aspects of induction of hepatic cytochrome P450 1A and conjugating enzymes in the viviparous blenny (*Zoarces viviparus*) treated with petroleum hydrocarbons. *Aquatic Toxicology* 29, 183-196.

- Cerne O.**, Strandberg J., Fridell E., Peterson K., Allard A.-S., Rydberg T., Vaske B., Jägersten C., Östman N., Eklund B. (2008). Rena Turen - Utvärdering av miljöanpassade bränslen i fritidsbåtar. *Rapport IVL, B1770*. 17 p.
- Cetin B.**, Yurdakul S., Gungormus E., Ozturk F., Sofuoglu S. C. (2018). Source apportionment and carcinogenic risk assessment of passive air sampler-derived PAHs and PCBs in a heavily industrialized region. *Science of the Total Environment* 633: 30–41.
- Cholumpai V.**, Celandier MC & Kanchanopas-Barnette P. (2015). Accumulation and clearance of PAHs and CYP1A levels in farmed green mussels (*Perna viridis* L.) from a coastal area in Thailand. *Environment Asia* 8: 109-117.
- Cox O. N.**, Clements W. H. (2013). An integrated assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and benthic macroinvertebrate communities in Isle Royal National Park. *Journal of Great Lakes Research* 39: 74-82.
- Deslous-Paoli J.**, Héral M. (1988). Biochemical composition and energy value of *Crassostrea gigas* (Thunberg) cultured in the bay of Marennes-Oléron. *Aquatic Living Resources*, 1(4): 239-249.
- Egardt J.**, Larsen M. M., Lassen P., Dahllöf I. (2018). Release of PAHs and heavy metals in coastal environments linked to leisure boats. *Marine Pollution Bulletin* 127: 664–671.
- Eriksson L.**, Johansson E. Wikström C. (1998). Mixture design—design generation, PLS analysis, and model usage. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 43: 1-24.
- Farrington J. W.**, and Westall J. (1986). Organic chemical pollutants in the oceans and groundwater: A review of fundamental chemical properties and biogeochemistry. In: Kullenberg G, editor. *The role of the oceans as a waste disposal option*. New York (NY), USA: Reidel, pp 361–425.
- Fernandez L. A.**, Lao W., Maruya K. A., White C., Burgess R. M. (2012). Passive sampling to measure baseline dissolved persistent organic pollutant concentrations in the water column of the Palos Verdes Shelf Superfund site. *Environmental Science & Technology*. 46(21): 11937-11947.
- Galarneau E.**, (2008). Source specificity and atmospheric processing of airborne PAHs: implications for source apportionment. *Atmospheric Environment* 42: 8139-8149.
- Geier M. C.**, Chlebowski A. C., Truong L., Massey Simonich S. L., Anderson K. A., Tanguay R. L. (2018). Comparative developmental toxicity of a comprehensive suite of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Archives of Toxicology* 92(2): 571-586.
- Ghosh U.**, Hawthorne S. B. (2010). Particle-Scale Measurement of PAH aqueous Equilibrium partitioning in impacted sediments. *Environmental Science and Technology* 44: 1204-1210.
- González-Fernández C.**, Albentosa M., Campillo J.A., Vinas L. (2016). Effect of mussel reproductive status on biomarker responses to PAHs: Implications for large-scale monitoring programs. *Aquatic Toxicology* 177: 380-394.
- Grennfelt P.**, Engleryd A., Forsius M., Hov Ø., Rodhe H., Cowling E. (2020). Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. *Ambio* 49: 849–864.
- Gustafsson Ö.**, Gschwend P. M., and Buesseler K. O. (1997). Using ²³⁴Th disequilibria to estimate the vertical removal rates of polycyclic aromatic hydrocarbons from the surface ocean. *Marine Chemistry* 57: 11–23.
- Harris K. A.**, Yunker M. B., Dangerfield N., Ross P. S. (2011). Sediment-associated aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal British Columbia, Canada: concentrations, composition, and associated risks to protected sea otters. *Environmental Pollution*, 159(10): 2665–2674.
- Havs- och Vattenmyndigheten** (2018). Metaller och miljögifter - Effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31*.

- Hilton J.**, Phillips G.L. (1982). The effect of boat activity on turbidity in shallow Broadland river. *Journal of Applied Ecology* 19: 143-150.
- Hinke L. M.**, Zaidi B. R., Volson, B., Rodriguez N. J. (2005). Identifying sources and distribution of sedimentcontaminants at two US Virgin Islands marinas. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1244-1250.
- Huckins J.N.**, Prest H.F., Petty J.D., Lebo J.A., Hodgins M.M., Clark R.C., Alvarez D.A., Gala W.R., Steen A., Gale R.W., Ingersoll C.G. (2004). Overview and comparison of lipid-containing semipermeable membrane devices and oysters (*Crassostrea gigas*) for assessing organic chemical exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(7): 1617-1628.
- HVMFS** (2019). Havs-och Vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2019:25.
- Jartun M.**, Pettersen A. (2010). Contaminants in urban runoff to Norwegian fjords. *Journal of soils and sediments* 10: 155-161.
- Johansson P.**, (2010). Water Exchange Above Sill Level in the Sannäs fjord, West Coast of Sweden. B591. Dept. of Earth Sciences, Univ. of Gothenburg. ISSN 1400-3821. 37 pp.
- Josefsson, S.** (2017). Klassning av halter av organiska föreningar i sediment. *SGU-rapport 2017:12*. 14 p.
- Joyce A.S.**, Pirogovsky M. S., Adams R. G., Lao W., Tsukada D., Cash C. L., Haw J. F., Maruya K. A. (2015). Using performance reference compound-corrected polyethylene passive samplers and caged bivalves to measure hydrophobic contaminants of concern in urban coastal seawaters. *Chemosphere* 127: 10-17.
- Kado N.Y.**, Okamoto R. A., Karim J., Kuzmicky P.A. (2000). Airborne Particle Emissions from 2- and 4-Stroke Outboard Marine Engines: Polycyclic Aromatic Hydrocarbon and Bioassay Analyses. *Environmental Science & Technology* 34: 2714-2720.
- Kanwischer M.**, Bunke D., Leipe T., Moros M., Schulz-Bull D.E. (2020). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the Baltic Sea — Pre-industrial and industrial developments as well as current status. *Marine Pollution Bulletin* 160(1):111526. 10 p.
- Karlsson E.** (2015). Förekomst av polycykliska aromatiska kolväten (PAHer) i vilda och odlade blåmusslor. Examensarbete i Miljövetenskap 15hp, Örebro universitet. 29 p.
- Kelly C.** (2004). Analysis of the Underwater Emissions from Outboard Engines. *PhD thesis, Queensland University of Technology*.
- Kim S-K.**, Chae D.H. (2016). Seasonal variation in diffusive exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons across the air-seawater interface in coastal urban area. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1): 221-229.
- Knezovich J.P.**, Harrison F. L., Wilhelm R. G. (1987). The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: a review. *Water, Air and Soil Pollution* 32: 233-245.
- Lagerqvist M.**, Svensson A., Lövfenberg K. (2021). Kartläggning av avgasutsläpp från svenska fritidsbåtar, POINT, *Transportstyrelsen Rapport nr 1687-2001*.
- Li J.**, Dong H., Zhang D., Han B., Zhu C., Liu S., Liu X., Ma Q., Li X. (2015). Sources and ecological risk assessment of PAHs in surface sediments from Bohai Sea and northern part of the Yellow Sea, China. *Marine Pollution Bulletin* 96(1-2): 485-490.
- Li J.**, Luo C., Zhang D., Cai X., Jiang L., Zhao X. Zang G. (2019). Diversity of the active phenanthrene degraders in PAH-polluted soil is shaped by ryegrass rhizosphere and root exudates. *Soil Biology and Biochemistry* 128: 100-110.
- Livsmedelsverket** (2021). EG 1881/2006., www.livsmedelsverket.se/om-oss/lagstiftning1/gallande-lagstiftning/eg-forordning-18812006

- Lundström, K.**, (2009). Ursprung och spatiell fördelning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i svenska havssediment. Göteborgs univ., *Inst.f. Geovetenskaper, Ser B581*. ISSN 1400-3821. 46 p.
- Lundstedt S.**, van Bavel B., Haglund P., Tysklind M., Öberg L. (2000). Pressurised liquid extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. *Journal of Chromatography A* 883: 151-162.
- Lundstedt S.**, White P.A., Lemieux C.L., Lynes K.D., Iain B. Lambert I.B., Öberg L., Haglund P., Tysklind M. (2007) Sources, Fate, and Toxic Hazards of Oxygenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) at PAH- contaminated Sites. *AMBIO* 36(6): 475-485.
- Mackay D.**, Callcott D. (1998). Partitioning and Physical Chemical Properties of PAHs. In: Neilson A, editor. *PAHs and Related Compounds. 3 / 3I*. Springer Berlin Heidelberg, 1998, pp 325-345.
- Magnusson M.**, Granmo Å., Löf M., Reutgard M., Sundelin B., Cato I. (2011). Känslig fortplantning. I *Havet 2011*, 81-84. ISSN 1654-6741.
- Magnusson M.**, Hammar, J. (2015). Miljögifter och miljögiftseffekter i blåmussla. *Länsstyrelsen Västra Götalands län, Rapport 2015:18*. 44 p.
- Meckenstock R.U.**, Boll M., Mouttaki H., Koelschbach J.S., Cunha Tarouco P., Weyrauch P., Dong X., Himmelberg A.M. (2016). Anaerobic degradation of Benzene and Polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology* 26: 92-118.
- Menichini E.** (1992). Urban air pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons: levels and sources of variability. *Science of The Total Environment* 116:109-135
- Miljödirektoratet** (2018). *Risk assessment of contaminated sediments*, Guidelines. M-1132. 113p. <https://www.Miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1132/m1132.pdf>.
- Moksnes P-O.**, Eriander L., Hansen J., Albertsson J., Andersson M., Bergström U., Carlström J., Egardt J., Fredriksson R., Granhag L., F. Lindgren F., Nordberg K., I. Wendt I., Wikström S., Ytreberg E. (2019). Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. *Havsmiljöinstitutet Rapport 2019:3*. 156 p.
- Moros, M.**, Andersen, T.J., Schultz-Bull, D., Häusler, K., Bunke, D., Snowball, I., Kotilainen, A., Zillén, L., Jensen, J.B., Kabel, K., Hand, I., Leipe., T., Loughheed, B.C., Wagner, B., Arz, H.W. (2017). Towards an event stratigraphy for Baltic Sea sediments deposited since AD 1900: approaches and challenges. *Boreas* 46: 129-142.
- Naturvårdsverket** (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. *Naturvårdsverket Rapport 4914*, 134 p.
- Naturvårdsverket** (2019). Frisk luft – underlagsrapport till den fördjupade utvärderingen av miljömålen. *Naturvårdsverket Rapport 6861*. 93p.
- Neff J.M.** (1979). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects. Barking, Essex, UK: Applied Science. 262 p.
- Neff J.M.**, Stout S.A., Gunster D.G. (2005). Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments: Identifying Sources and Ecological Hazard. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1(1): 22–33.
- Neff J.M.**, Langseth D. E., Graham E. M, Sauer Jr T.C., Gnewuch S. C. (1994). Transport and fate of non-BTEX petroleum chemicals in soil and groundwater. Washington, DC: *American Petroleum Institute. API Publ 4593*.
- Neira C.**, Cossaboon J., Mendoza G., Hoh E., Levin L.A. (2017). Occurrence and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of San Diego Bay marinas. *Marine Pollution Bulletin* 114: 466-479.
- Nemistö L.** (1974). A gravitycorer for studies of soft sediments. *Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. Skr.* 238: 33-38. Helsinki.

- Nordberg K.**, Filipsson, H. L., Gustafsson, M., Harland, R., Roos, P. (2001). Climate and hydrography variations and marine benthic hypoxia in Koljö Fjord, Sweden. *Journal of Sea Research* 46:187-200.
- Nordberg K.**, Bornmalm L., Cato I., Arneborg L., Björk G., Robijn A. (2012). Sannäs-fjorden – en studie av hydrografisk, bottendynamisk och miljökemisk status. *Department of Earth Sciences, Univ. of Gothenburg, Report C95*. ISSN 1400-383X. 49 p.
- Nordberg K.**, Robijn A. (2015). Historien upprepar sig – Rapport från havsbotten. I *Havet 1888, Havsmiljöinstitutet*, p10-13. ISBN: 978-91-982291-0-3. 83 p.
- Nordberg K.**, Polovodova Asteman I., Gallagher T. M., Robijn A. (2017). Recent oxygen depletion and benthic faunal change in shallow areas of Sannäs Fjord, Swedish west coast. *Journal of Sea Research* 127: 46–62.
- Olsson A.** (2007). Hydrography and water exchange in the Sannäs-fjord. *Department of Earth Sciences, Univ. of Gothenburg*. ISSN B511, 1400–3821. 35 p.
- Otto S.**, Streibel T., Erdmann S., Klingbeil S., Schultz-Bull D., Zimmermann R. (2015). Pyrolysis–gas chromatography–mass spectrometry with electron-ionization or resonance-enhanced-multi-photon-ionization for characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 99: 35-42.
- Page D. S.**, Boehm P. D., Douglas G. S., Bence A. E., Burns W. A., Mankiewicz P. J. (1999). Pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* 38: 247-260.
- Pastorok R.A.**, Peek D. C., Sampson J. R., and Jacobson M. A. (1994). Ecological risk assessment for river sediments contaminated by creosote. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13: 1929–1941.
- Patel A.B.**, Shaikh S., Jain K. R., Desai C., and Madamwar D. (2020). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches. *Frontiers in Microbiology* 11, Article Number: 562813.
- Polovodova Asteman I.**, Hanslik D., Nordberg K. (2015). An almost completed pollution-recovery cycle reflected by sediment geochemistry and benthic foraminiferal assemblages in a Swedish–Norwegian Skagerrak fjord. *Marine Pollution Bulletin* 95: 126-140.
- Polovodova Asteman I.**, Filipsson H. L., Nordberg, K. (2018). Tracing winter temperatures over the last two millennia using a north-east Atlantic coastal record. *Climate of the Past*, 14:1097-1118, <https://doi.org/10.5194/cp-14-1097-2018>, 2018.
- Polovodova Asteman I.**, van Nieuwenhove N., Joest Andersen T., Linders T., Nordberg, K. (2021). Recent environmental change in the Kosterhavet National Park marine protected area (Skagerrak, North Sea) as reflected by hydrography and sediment proxy data. *Marine Environmental Research* 166, 105265
- Rambøll Norge AS**, (2008). Miljøkontroll etter mudring i Bestumkilen, Frognerkilen og Paddehavet. *Rambøll, Sluttrapport (Rev. 1) 2008-05-06, oppdragsnr.:1060036*. 30 p.
- Renberg I.**, Bindler R., Brännvall M.-L. (2001). Using the historical atmospheric lead-deposition record as a chronological marker in sediment deposits in Europe. *The Holocene* 11(5): 511-516.
- Riisgård H.U.** (1988). Efficiency of particle retention and Filtration Rate in 6 species of Northeast American bivalves. *Marine Ecology Progress Series* 45(3): 217–223.
- Ruiz, C.**, Martinez, D., Mosquera, G. *m.fl.* (1992). Seasonal variations in condition, reproductive activity and biochemical composition of the flat oyster, *Ostrea edulis*, from San Cibrán (Galicia, Spain). *Marine Biology* 112: 67–74.
- Rice S. D.**, Holland L., and Moles A. (2008). Seasonal increases in polycyclic aromatic hydrocarbons related to two-stroke engine use in a small Alaskan lake. *Lake and Reservoir Management* 24(1): 10-17.

- Robijn, A.** (2012). A 250 years sediment record from the Sannäs Fjord, Swedish west coast, environmental changes reflected by benthic foraminifera and heavy metal concentrations. *Dept. of Earth Sciences, Univ. of Gothenburg, B702*. (ISSN 1400-3821. 31 p.
- Steeds J.E.,** Slade N.J., Reed M.W. (2001). Technical Aspects of Site Investigation in Relation to Land Contamination: Technical Report P5-065/TR, the Environment Agency R&D Dissemination Centre, C/o WRc, Frankland Road, Swindon, Wilts, SN5 8YF. ISBN 1 85705 5 454
- Stein E. D.,** Tiefenthaler L. L., Schiff K. (2006). Watershed-based sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban storm water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 373-385.
- Sporstøl S.,** Gjos N., Lichtenthaler R. G., Gustavsen K. O., Urdal K., Oreld F., Skei J. (1983). Source identification of aromatic hydrocarbons in sediments using GC/MS. *Environmental Science & Technology* 17: 282–286.
- Stogiannidis E.,** Laane R. (2015). Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities. In: Whitacre D. (eds). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology (Continuation of Residue Reviews), vol 234*, Springer.
- Stout S.A.,** Uhler A.D., Boehm P.D. (2002). Recognition and allocation among multiple sources of PAH in urban sediments. *Environmental Claims Journal* 13: 141–158.
- Stout S.A.,** Uhler A.D., Emsbo-Mattingly S.D. (2004). Comparative evaluation of background anthropogenic hydrocarbons in surficial sediments from nine urban waterways. *Environmental Science & Technology* 38(11): 2987–2994.
- Tam N.F.Y.,** Ke L., Wang X.H., Wong Y.S. (2001). Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environmental Pollution* 114: 255-263.
- Transportstyrelsen** (2021). Båtlivsundersökningen 2020, en undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används. *Rapport Båtlivsundersökningen 2020, Transportstyrelsen, Dnr 2021-2170*, 108 p.
- Trygg J.,** Wold S. (2002). Orthogonal projections to latent structures (O-PLS). *Journal of Chemometrics* 16: 119-128.
- Tobiszewski M.,** Namiesnik J. (2012). PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution* 162: 110-119.
- Tsapakis M.,** and Stephanou E. G. (2005). Occurrence of gaseous and particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: study of sources and ambient temperature effect on the gas/particle concentration and distribution. *Environmental Pollution* 133: 147-156.
- Wang C.,** Li Z. Y., Zhang Q., Zhao M. R., Liu W. P. (2013). Enantioselective induction of cytotoxicity by o,p0-DDD in PC12 cells: implications of chirality in risk assessment of POPs metabolites. *Environmental Science & Technology* 47: 3909-3917.
- Wernersson A.,** Carere M., Maggi C. (2014). Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools. *Technical Report - 2014 – 077, European commission*. <https://circabc.europa.eu/sd/a/0d78bbf7-76f0-43e1-8af2-6230436d759d/Effect-based%20tools%20CMEP%20report%20main%2028%20April%202014.pdf>
- Witt G.** (2002). Occurrence and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water bodies of the Baltic Sea. *Marine Chemistry* 79(2): 49-66.
- Wold S.,** Esbensen K. Geladi P. (1987). Principal Component Analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 2: 37-52.
- Yim U.H.,** Ha S.Y., An J.G., Won J.H., Han G.M., Hong S.H. Kim M., Jung J-H., Shim W.J. (2011). Fingerprint and weathering characteristics of stranded oil spill. *Journal of Hazardous Materials* 197: 60-69.

Yunker M. B., Macdonald R.W., Vingarzan R., Mitchell R.H., Goyette D., Sylvestre S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33: 489-515.

Yunker M.B., Perreault A., Lowe C. (2012). Source apportionment of elevated PAH concentrations in sediments near deep marine outfalls in Esquimalt and Victoria, BC, Canada: Is coal from 1891 shipwreck the source? *Organic Geochemistry* 46: 12-37.

Zar I. (2019). The temporal distribution of PAHs in a sediment core from a Skagerrak sill fjord in the Swedish west coast. Master thesis 45 hec, *Inst. f. Marina vetenskaper, Göteborgs univ.* 49 p.

Ödalen M. (2012). Oxygen deficiencies and environmental issues related to hydrography in the Sannäs Fjord, West Coast of Sweden. *Dept. of Earth Sciences, Univ. of Gothenburg, B640.* ISSN 1400-3821. 41 p.

APPENDIX

Projektorganisation ”Ett samarbetsprojekt om hållbart båtliv och samexisterande näringar för en god havsmiljö”

En Styrgrupp bestående av forskare, myndighetsrepresentanter och andra nyckelpersoner med Kjell Nordberg som projektledare och projektkoordinator. En Projektgrupp som främst bestod av forskare inom projektet och en Referensgrupp med övriga deltagare vilka deltagit i workshops och andra möten. Dessa kommer från kommuner, fiskerinäring, akvakultur, turism, fritidsbåtsorganisationer, båtägare, båtbranschen, VRBK, naturskyddsföreningar, m.fl.

Styrgrupp

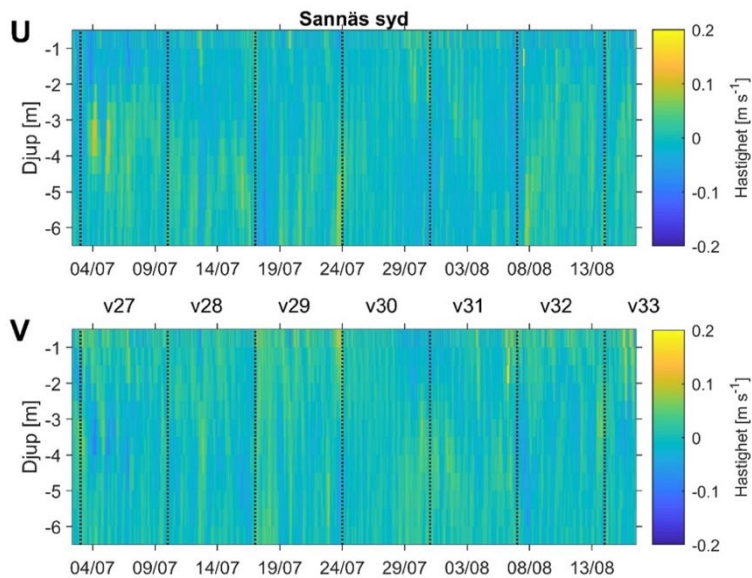
Prof. Kjell Nordberg Mar.Geo/Gu (koordinator/projektledare), Prof. Lena Mossberg/Dr Jeanette Hauff, Handels/GU; Jessica Hjerpe Olausson VGR; Tina Ehn, politiker VGR; Dr Carl Dahlberg Tillv.N.Boh., VGR; Enhetschef Vattenmiljö Hanna Tornevall, Elenor Loyd, LSt VGR; Enhetschef Dr Mats Svensson, HaV; Lina Petersson och Annika Lindell, Trsp.St.; Ulrika Marklund Miljö/Orust kommun.

Projektgrupp

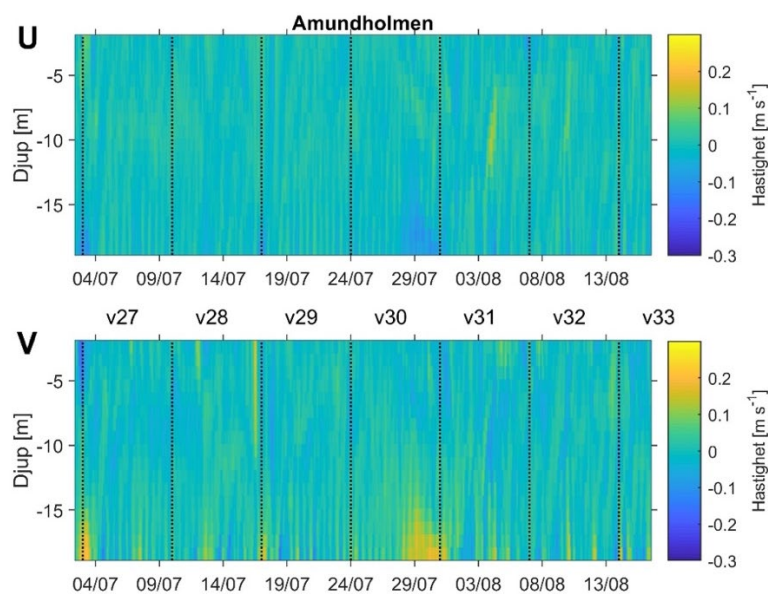
Prof. Kjell Nordberg Mar.Geo/Gu (koordinator/projektledare); Dr Staffan Lundstedt & Dr Lisa Lundin, Miljökemi/Umu; Prof. Katarina Abrahamsson, Mar. Kemi/Gu; Prof. Malin Celanders, Ekotox/Gu; Prof. Göran Björk, Mar.Oceanografi/Gu; Dr Carl Dahlberg Tillv.N.Boh; Prof. David Langlet, Handels Juridik/Havs rätt/Gu; Dr Kristina Bergman, Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, RISE; Dr Pia Norling och Frida Åberg, Niklas Hansson, HaV; Torunn Skau, Johanna Jellinek, Lst VG; Dr Sarah Josefsson, SGU; Dr Jeanette Hauff, Marknads/konsumentunders. Handels/Gu; Kommunikatörer Maria Holmqvist och Albin Dahlin, GU.

Referensgrupp

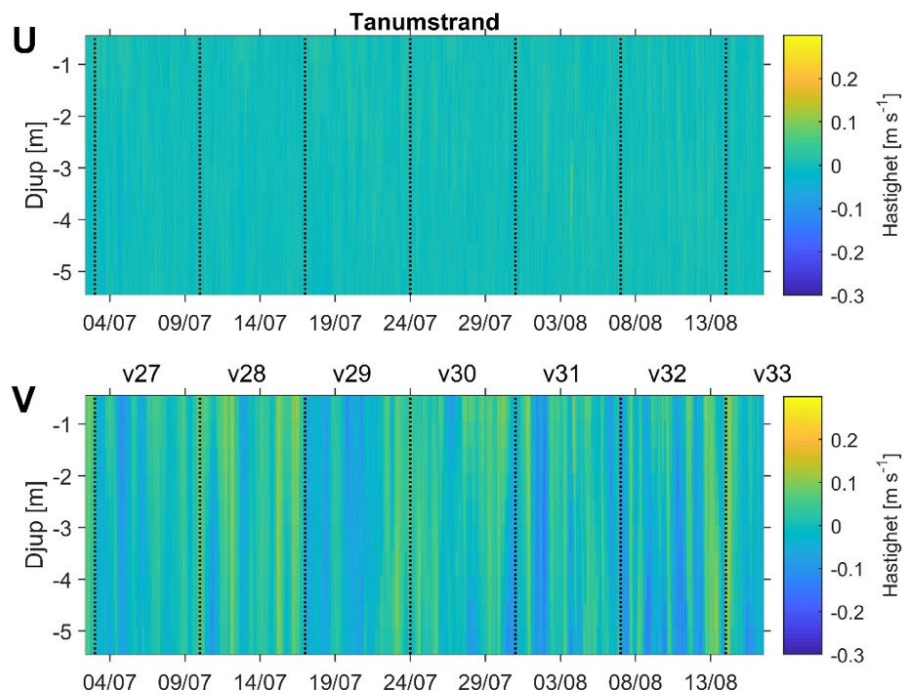
Arne Lindström, Orust Kretslopps Akademi/Orust e-boats; Karl Johan Smedman, Koster/Ostrea; Bengt Gunnarsson, RenaHav; Hans Schub, Tanums kommun; Bo Hallgren, Sotenäs kommun; Karin Ohls, Miljö/Tjörns kommun; Sara Ejvegård, Miljö/Stenungsunds kommun; Karina Linnér, VD Svenskt Marintekniskt Forum, SMTF; Anders Svedberg, Turistrådet Västsverige, Maritim Affärsutveckling; Boel Lanne, V.Ordf. Naturskyddsför. Bohuslän; Ingela Sörqvist, Vattenrådet f. Bohuskusten, VRBK; Lars Ulmestrand, Marlinlinjen, Grebbestads folkhögskola; Mats Eriksson, VD, SweBoat; Harald Mårtensson, Miljöansvarig, Svenska Båtunionen (SBU).



Figur A1.
 Strömkomponenter från ADCP-mätningar vid Sannäs syd (SS). U är ost-västkomponent (övre panelen) och V är nord-syd komponent (undre panelen). Positiv/negativ U motsvarar att strömmen går i östlig/västlig riktning. Positiv/negativ V motsvarar att strömmen går i nordlig/sydlig riktning. Vertikala punktlinjer avgränsar veckor och v27-v33 är veckonummer. För lokalisering se karta, fig. 2.

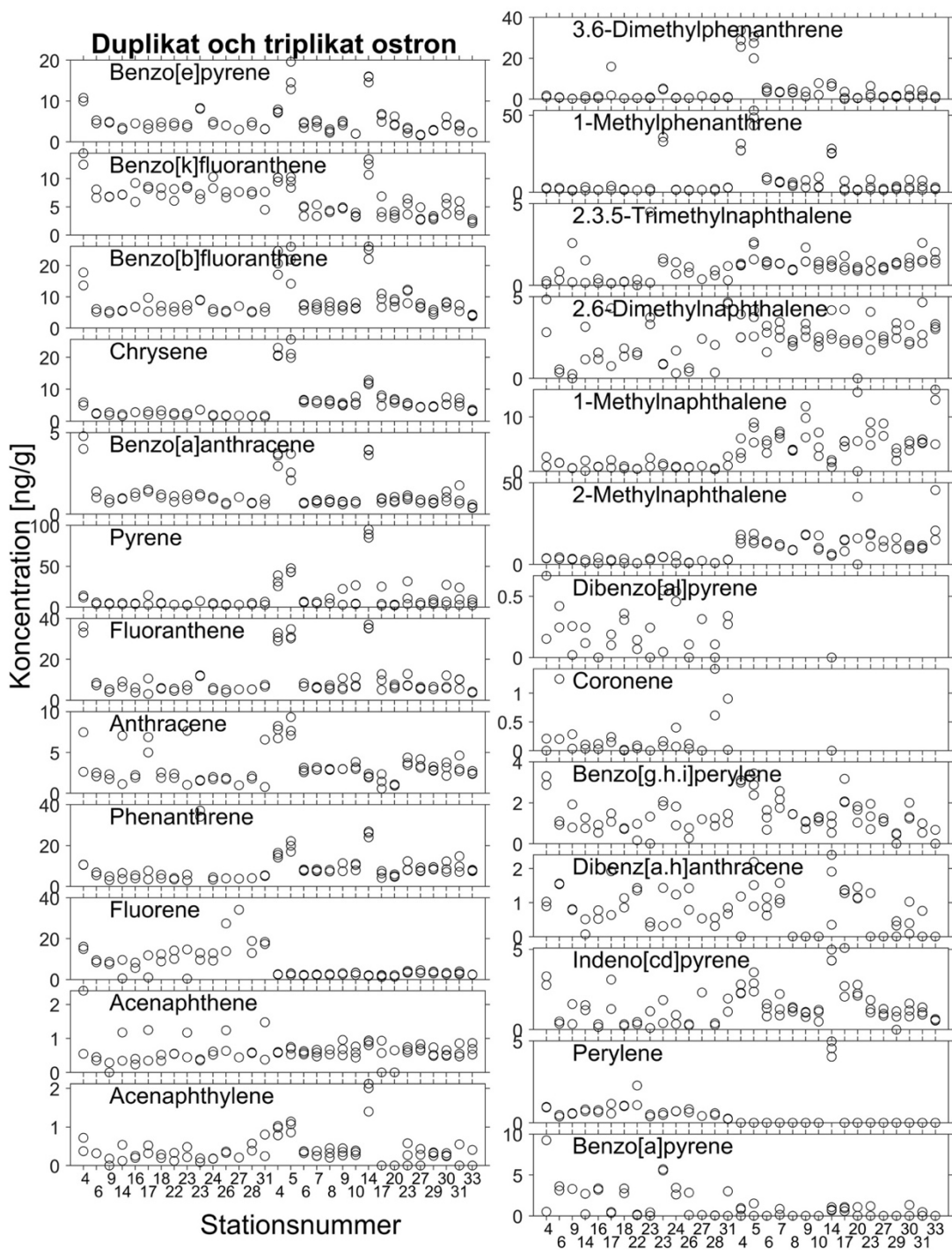


Figur A2.
 Strömkomponenter från ADCP-mätningar vid Amundholmen (AH). U är ost-västkomponent (övre panelen) och V är nord-syd komponent (undre panelen). Positiv/negativ U motsvarar att strömmen går i östlig/västlig riktning. Positiv/negativ V motsvarar att strömmen går i nordlig/sydlig riktning. Vertikala punktlinjer avgränsar veckor och v27-v33 är veckonummer. För lokalisering se karta, fig. 2.

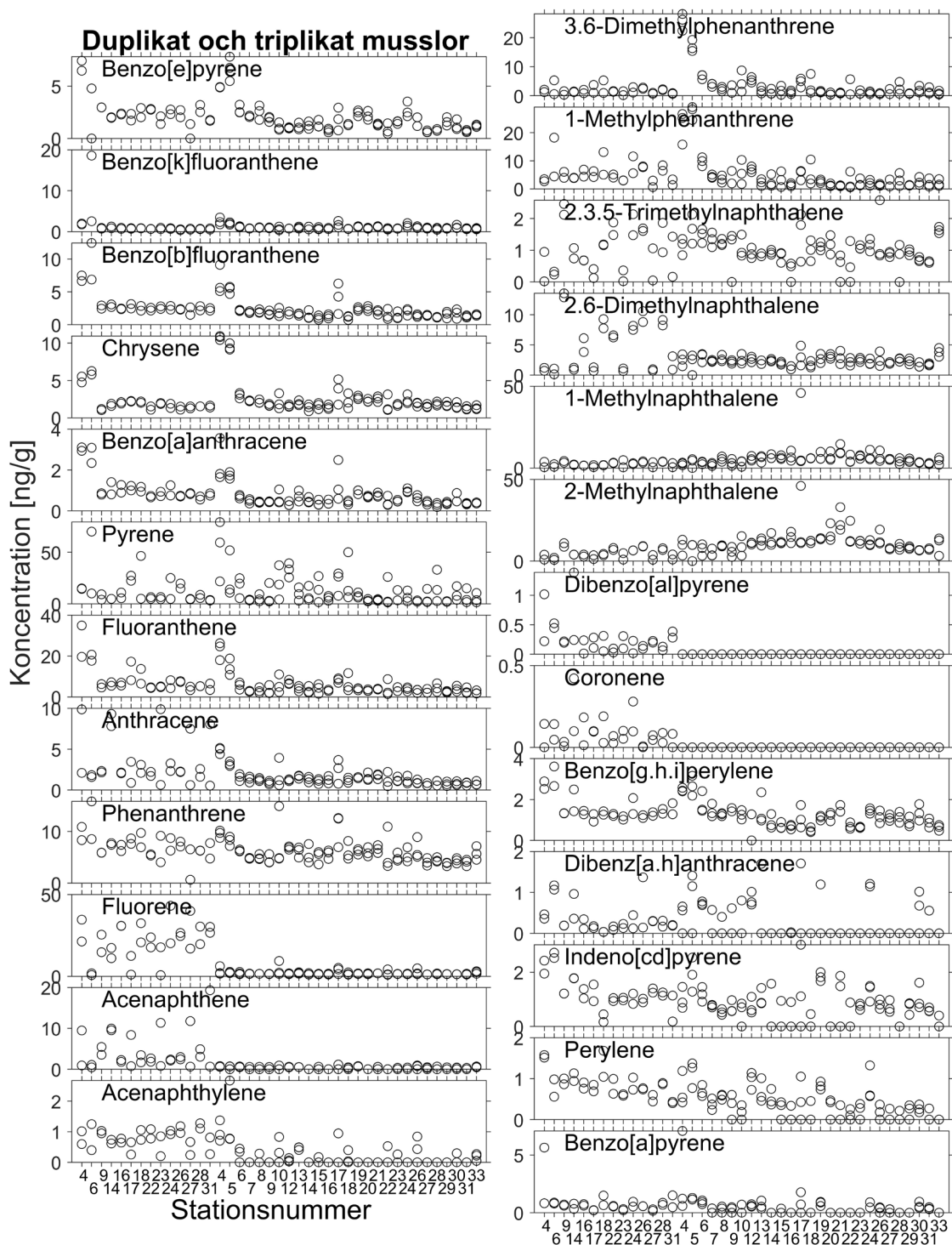


Figur A3.

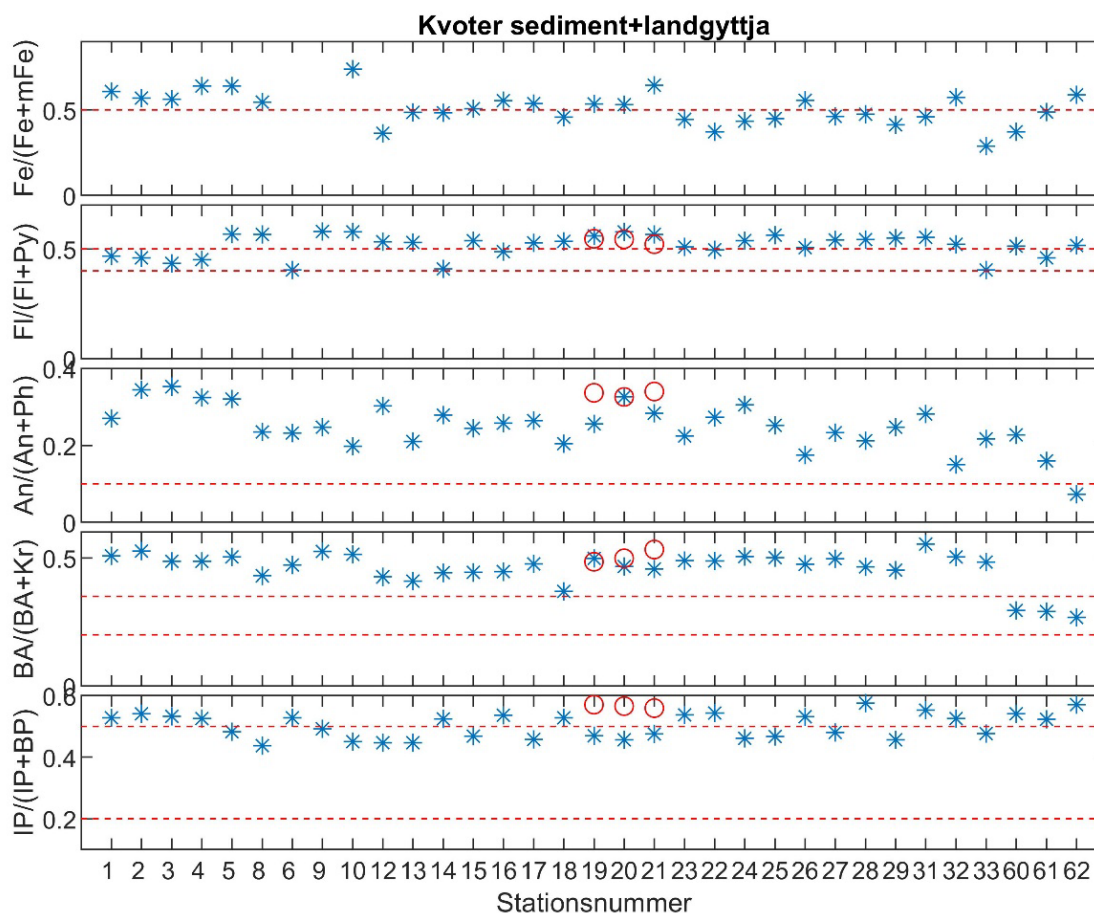
Strömkomponenter från ADCP-mätningar vid Tanumstrand (TS). U är ost-västkomponent (övre panelen) och V är nord-syd komponent (undre panelen). Positiv/negativ U motsvarar att strömmen går i östlig/västlig riktning. Positiv/negativ V motsvarar att strömmen går i nordlig/sydlig riktning. Vertikala punktlinjer avgränsar veckor och v27-v33 är veckonummer. För lokalisering se karta, fig. 2.



Figur A4.
 Koncentration av PAH:er i alla prover från ostron med duplikat 2016 och triplikat 2017.
 Vänstra delen av x-axeln (station 4-31) visar data från 2016 och högra delen (stationerna 4-33) visar data från 2017.



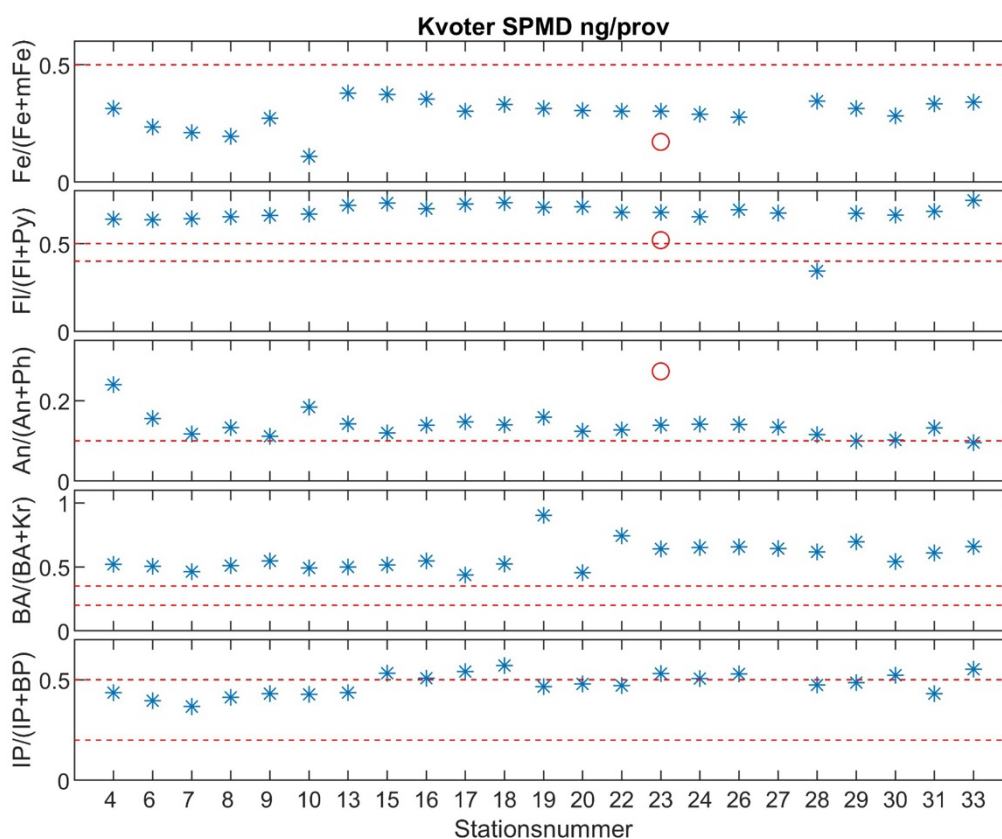
Figur A5.
 Koncentration av PAH:er i alla prover från musslor med duplikat 2016 och triplikat 2017. Vänstra delen av x-axeln (stationerna 4-31) visar data från 2016 och högra delen (stationerna 4-33) visar data från 2017.



Figur A6.

Diagnostiska kvoter i sediment. Uppifrån och ner: fenantren/(fenantren+metylfenantren), fluoranten/(fluoranten+pyren), antracen/(fenantren+antracen), bens[a]antracenen/(bens[a]antracenen+krysen), indeno[1,2,3-cd]pyren/(benso[ghi]pyren+indeno[1,2,3-cd]pyren). Horisontella streckade linjer visar gränserna för pyrogena, blandade och petrogena källor enligt tabell 4, sid 46.

Röda ringar visar kvoter från tre marinor i Lake Superior (från vänster till höger: Rock Harbor, Mott Island, och Washington Harbor) (Cox m.fl. 2017).



Figur A7.

Diagnostiska kvoter baserade på SPMD membranhalter. Uppifrån och ner: fenantren/(fenantren+metylfenantren), fluoranten/(fluoranten+pyren), antracenen/(fenantren+antracenen), bens[a]antracenen/(bens[a]antracenen+krysen), indeno[1,2,3-cd]pyren/(benso[ghi]pyren+indeno[1,2,3-cd]pyren). Horisontella streckade linjer visar gränserna för pyrogena, blandade och petrogena källor enligt tabell 4, sid 46. Ringen visar kvoten i Auke Lake, Alaska (Rice m.fl. 2008).

Tabell A1. Kemiska egenskaper hos PAH:er

Ämne	Summa formel	Mol-massa (g/mol)	Ångtryck -log P (Pa) 25 °C	Vatten-löslighet -log S (mg/l) 25 °C	Log Kow	Henry's lags konstant -log KH dimensionslös 25 °C
*Naftalen	C10H8	128,17	-1,56a	-1,51a	3,35a	1,76a
##*Acenaftylen	C12H8	152,20	-0,62a	-1,21a	3,94a	2,47a
##*Acenaften	C12H10	154,20	-0,18a	-0,58a	3,92a	2,30a
##*Fluoren	C13H10	166,22	0,14a	-0,28a	4,18a	2,50a
##*Fenantren	C14H10	178,23	0,95a	-0,041a	4,46a	2,88a
##*Antracen	C14H10	178,23	1,1a	1,35a	4,45a	2,79a
##*Fluoranten	C16H10	202,26	2,1a	0,59a	5,16a	3,38a
##*Pyren	C16H10	202,26	1,9a	0,88a	4,88a	3,43a
##*Benso[a]antracen	C18H12	228,30	6,21a	1,96a	5,76a	3,62a
##*Krysen	C18H12	228,30	3,97a	2,70a	5,81a	4,58a
##*Benso[b]fluoranten	C20H12	252,32	4,17a	2,82a	5,78a	3,76a
##*Benso[k]fluoranten	C20H12	252,32	5,38a	3,09a	6,11a	4,46a
#Benso[e]pyren	C20H12	252,32	6,13b	2,79b	6,44a	4,72b
##*Benso[a]pyren	C20H12	252,32	4,67a	2,42a	6,13a	4,73a
#Perylen	C20H12	252,32	6,15b	3,40b	6,52a	4,76b
##*Indeno[cd]pyren	C22H12	276,34	7,88a	4,64a	6,70a	4,18a
##*Dibenz[a,h]antracen	C22H14	278,35	6,89b	3,20b	6,75a	5,24b
##*Benso[g,h,i]perylen	C22H12	276,34	4,64a	3,59a	6,63a	4,51a
#2-metylnaftalen	C11H10	142,2	-0,95b	-1,41b	4,00	1,67b
#1-metylnaftalen	C11H10	142,2	-0,69	-1,45d	3,87	X
#2,6-dimetylnaftalen	C12H12	156,2	X	-0,24d	4,31	3,69d
#2,3,5-trimetylnaftalen	C13H14	170,25	1,22e	X	4,9	X
#1-metylfenantren	C10H8	192,3	1,73d	0,59d	5,08	2,31d
#3,6-dimetylfenantren	C16H14	206,29	X	X	X	X

a Steeds m.fl. 2001.

b www.pubmed.com

c www.chemspider.com

d Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals Vol 1, ISBN 1-56670-687-4

e www.echemi.com

*Indikerar de 16 PAH:er som ingår i t.ex. SGU:s standardmonitoringprogram

PAH:er som ingår i denna rapport.

X Information saknas.

Tabell A2. Ämnesförkortningar för PAH:er i tabellerna A3-A11 nedan.

Acenaphthylene	ACY
Acenaphthene	ACE
Fluorene	FLR
Phenanthrene	PHA
Anthracene	ANT
Fluoranthene	FLA
Pyrene	PYR
Benzo[a]anthracene	BAA
Chrysene	CRY
Benzo[b]fluoranthene	BbF
Benzo[k]fluoranthene	BkF
Benzo[e]pyrene	BeP
Benzo[a]pyrene	BaP
Perylene	PER
Indeno[cd]pyrene	IDP
Dibenz[a,h]anthracene	DZA
Benzo[g,h,i]perylene	BzP
Coronene	COR
Dibenzo[al]pyrene	DZP
2-Methylnaphthalene	MN2
1-Methylnaphthalene	MN1
2.6-Dimethylnaphthalene	DMN
2.3.5-Trimethylnaphthalene	TMN
1-Methylphenanthrene	MP1
3.6-Dimethylphenanthrene	DMP

Tabell A3. PAH:er i ytsediment. Enhet: ng/g torrsvikt. Stationsnummer till vänster, PAH-förkortningar i tabellhuvudet. Tabellen innehåller alla mätdata inkl. replikat. Tom ruta innebär avsaknad av data och värdet 0,0 betyder lägre än detektionsgränsen.

Stn	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
12	2,3	0,4	1,9	8,1	3,7	22,1	17,3	9,7	10,6	41,8	15,1	27,1	15,0	23,5	23,2	5,0	27,2	27,3	9,5	4,4	1,3	41,4	0,5	1,7	0,4
12	1,7	0,5	2,2	7,5	3,3	16,2	14,3	5,5	7,4	29,5	9,4	18,4	8,5	26,3	18,0	3,6	22,4	0,0	6,6	5,9	2,0	43,4	0,5	1,9	0,4
13	3,9	0,8	3,8	17,4	8,2	38,6	30,4	13,8	19,1	53,0	19,7	38,7	22,1	51,5	28,3	4,8	35,4	0,8	3,5	12,3	3,6	67,3	1,3	3,0	0,4
13	2,0	0,7	4,4	17,4	4,6	34,6	30,8	13,2	19,0	58,0	20,0	32,8	20,4	45,9	33,9	9,0	41,9	0,0	0,5	5,2	2,2	94,4	1,4	2,1	0,4
14	2,3	0,6	1,9	8,2	3,2	16,5	23,8	11,0	13,8	41,8	14,6	25,9	14,8	43,7	35,9	5,6	32,5	1,6	12,2	6,6	4,3	67,2	2,1	1,7	0,1
15	1,3	0,4	2,0	8,4	2,7	19,8	17,0	7,7	9,6	36,8	12,2	19,7	12,2	42,4	17,6	3,8	20,0	0,5	4,4	3,6	1,3	37,2	0,6	1,2	0,3
16	3,4	4,8	19,8	29,5	10,0	36,0	35,1	15,5	15,2	59,2	22,9	38,8	19,6	41,5	28,9	5,9	30,3	1,6	9,9						
17	1,6	0,6	1,5	7,9	4,3	18,5	16,7	8,2	10,5	27,2	11,9	18,7	12,0	24,6	24,1	4,2	22,5	0,3	7,1	3,9	2,2	23,0	0,2	2,5	0,7
17	2,2	0,6	2,7	11,5	4,1	30,3	27,1	11,9	13,2	48,7	17,7	27,5	17,8	31,4	26,6	6,3	31,5	0,1	0,4	4,2	1,8	50,6	0,9	1,3	0,2
18	2,0	0,9	2,4	17,9	4,6	50,6	44,2	11,0	18,9	39,0	14,0	23,8	14,7	34,6	27,6	4,8	24,7	1,0	9,9	2,5	1,6	28,4	1,9	5,0	1,5
19	3,2	0,9	3,4	17,3	5,9	45,2	35,6	20,7	20,9	87,5	29,7	48,9	29,9	41,1	51,0	11,8	57,6	0,1	0,8	5,4	2,3	63,2	1,1	1,9	0,5
20	3,6	0,7	2,8	17,2	8,4	52,5	38,5	21,9	25,1	72,6	24,5	49,7	30,3	40,7	40,9	10,1	48,6	3,6	18,3	7,2	2,8	66,3	0,9	1,5	0,4
21	3,3	0,8	3,3	20,6	8,1	50,1	38,5	21,9	26,2	76,1	26,7	61,3	28,9	35,0	37,3	10,1	41,1	0,1	0,9	5,1	2,1	63,5	0,9	1,4	0,2
22	2,5	0,6	2,6	14,2	5,3	36,0	36,6	17,3	18,2	71,9	28,9	48,1	24,8	24,7	64,3	10,1	54,2	2,8	23,6	5,7	3,5	18,2	1,1	6,0	1,8
23	2,4	0,7	2,5	16,4	4,8	46,1	44,4	23,7	24,7	101,0	39,8	68,9	36,6	33,5	89,4	14,0	77,1	4,0	33,4	5,0	3,2	17,4	2,3	4,8	0,5
24	3,4	0,7	2,5	14,7	6,4	49,0	42,3	26,5	25,9	89,6	34,7	53,9	36,8	26,5	51,8	12,6	60,5	0,1	0,8	5,8	2,2	34,6	1,2	2,9	0,7
25	4,5	1,0	4,0	20,8	7,0	53,2	41,5	24,6	24,5	97,9	37,7	72,0	36,1	35,1	66,5	16,0	75,7	4,4	33,0	10,9	5,0	52,2	1,7	1,7	0,4
26	4,3	1,3	4,5	33,9	7,2	64,2	62,8	34,4	38,0	106,0	43,9	71,8	46,4	28,5	101,7	15,3	89,7	4,4	36,4	8,1	5,3	40,4	2,3	5,7	1,2
27	5,0	1,0	3,8	20,7	6,0	60,9	49,6	29,6	29,2	104,8	46,5	58,2	43,9	25,2	101,9	17,8	76,8	22,5	195,4	15,0	4,7	51,0	1,6	4,4	0,6
27	5,6	1,3	5,0	29,9	9,0	74,6	63,2	36,7	37,1	128,2	43,5	91,1	54,4	32,4	97,3	21,5	105,1	6,9	39,4	14,3	7,2	86,3	2,4	3,7	0,9
28	4,5	1,6	5,6	34,1	9,2	77,6	65,3	37,2	42,7	163,7	72,4	103,5	57,1	42,8	117,9	18,9	87,1	8,2	65,6	11,9	7,4	53,3	3,3	8,9	2,4
29	3,9	1,0	3,3	26,4	8,7	71,8	58,9	35,3	42,7	90,3	47,5	71,2	51,4	20,3	49,6	7,7	59,0	2,7	33,2	8,2	2,5	29,2	1,8	4,8	0,7
31	5,9	0,6	2,1	25,8	10,1	85,6	69,4	45,0	36,2	74,9	29,4	46,2	45,8	15,1	47,3	8,3	38,2	2,6	16,8	3,5	2,1	6,8	1,3	6,4	1,6
32	3,3	1,1	3,1	25,1	4,4	53,0	48,9	19,7	19,4	49,5	19,0	33,5	26,6	12,4	40,2	5,6	36,4	1,4	12,0	5,7	3,8	8,2	1,6	3,9	0,6
1	44,2	16,8	37,4	267,8	99,1	467,6	532,2	403,3	391,5	594,1	251,6	379,9	424,4	414,2	359,2	70,1	320,9	14,1	99,4	27,1	18,0	59,4	9,4	38,4	2,7
2	26,4	8,6	13,8	108,7	57,1	277,7	327,2	190,0	170,6	322,1	126,0	202,3	199,6	311,8	206,9	38,1	175,7	7,5	54,5	28,5	21,1	49,9	7,2	17,9	0,6
3	21,4	5,0	11,6	78,8	42,9	189,8	246,6	137,0	144,6	317,7	126,5	197,8	165,1	131,2	195,4	36,7	171,4	6,7	52,8	18,3	11,5	73,4	4,7	14,4	0,4
5	13,0	4,1	8,7	66,7	31,5	216,5	165,2	100,3	98,6	214,5	85,1	148,0	128,1	75,1	114,8	29,5	122,8	7,6	41,3	13,8	7,7	34,2	3,0	4,1	0,3
4	13,3	4,4	11,0	91,5	43,9	146,3	177,9	106,5	112,2	217,3	81,2	137,0	113,8	72,2	133,9	25,1	120,8	4,7	37,8	9,1	6,4	48,9	3,4	11,4	0,2
8	6,1	2,4	6,6	54,6	16,7	97,2	74,7	39,2	51,9	102,4	48,3	81,0	62,5	34,3	59,0	0,0	75,8	4,4	57,5	12,3	4,9	44,3	2,0	6,2	1,0
6	4,2	1,5	3,6	19,7	5,9	33,5	49,3	31,9	35,7	78,9	33,7	50,8	38,5	35,4	61,3	9,9	54,7	2,3	18,8	22,9	14,9	54,3	3,2	4,0	0,3
9	5,3	7,6	27,2	89,0	29,2	214,8	156,4	98,4	88,9	155,1	65,5	0,0	91,8	44,3	59,1	13,5	61,0	3,1	18,5						
10	14,2	2,6	9,6	137,6	33,8	265,4	194,1	113,0	107,3	150,3	66,2	0,0	103,3	39,6	73,7	20,9	89,7	5,0	25,6	7,2	3,5	81,6	3,7	12,0	2,1
33	0,9	0,3	1,2	6,6	1,8	12,4	18,3	5,1	5,4	20,9	8,6	14,6	8,0	4,4	13,9	2,9	15,3	0,0	2,7	5,8	2,0	20,1	0,6	2,4	0,6

Tabell A4. PAH:er i lång sedimentkärna, station 25. Enhet: ng/g torrsvikt. Till vänster sedimentdjup. Dubbla djupen för 12-16 cm beror på att två sedimentkärnor kombinerades här. Tom ruta innebär avsaknad av data.

Djup(cm)	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
0-2	10,7	3,4	14,4	82,4	33,4	137,2	112,0	54,4	83,1	177,9	77,9	84,3	80,7	79,8	104,3	40,7	129,9			34,4	24,0	48,8	5,9	17,9	4,8
12-16	13,6	3,3	16,2	81,9	38,9	292,9	214,1	106,3	92,8	290,8	94,8	87,0	107,2	56,4	262,5	63,2	290,7			13,1	9,0	39,4	2,0	4,1	0,7
12-16	24,6	4,0	14,6	56,9	33,7	164,8	133,9	72,3	60,4	239,1	97,8	112,8	90,5	122,0	201,7	48,6	217,6			37,7	27,2	186,2	4,8	9,2	2,4
26-30	19,7	4,6	17,6	151,1	60,9	414,0	360,6	152,2	70,2	511,1	161,8	139,2	169,2	62,2	343,7	81,9	372,4			13,8	8,8	49,4	1,9	7,0	1,1
36-40	32,3	6,9	22,9	97,5	48,6	329,7	268,5	141,8	110,2	555,9	209,0	247,8	207,2	275,1	400,6	91,4	371,5			51,6	30,8	141,6	6,4	14,2	3,8
40-44	24,4	7,4	24,2	126,5	65,7	436,9	430,3	180,8	142,7	742,5	230,2	211,1	225,4	104,9	462,7	110,9	470,7			11,9	7,5	37,6	2,2	7,1	1,5
54-58	35,3	7,2	20,9	126,8	65,8	365,1	317,1	228,8	192,3	935,3	292,5	260,9	264,5	113,0	649,9	164,3	666,7			12,2	7,7	29,7	2,3	6,5	1,5
60-64	67,3	8,5	24,8	139,2	73,4	556,3	579,1	237,1	145,6	869,5	325,7	386,1	340,2	483,2	669,9	145,3	661,6			45,7	29,5	128,3	6,5	26,4	8,2
68-72	49,5	8,2	27,4	188,1	105,5	569,7	490,5	340,5	265,2	1005	338,0	281,8	384,7	167,2	674,9	173,7	672,4			10,8	7,0	33,1	2,5	9,3	1,7
84-88	62,9	9,0	26,0	145,2	64,9	503,6	540,3	254,4	160,8	727,7	287,9	326,5	347,2	496,3	534,2	117,3	560,9			65,4	42,9	165,3	7,7	27,2	7,2
108-112	12,5	6,5	16,1	42,7	23,9	151,7	102,8	63,6	34,2	174,3	70,8	71,2	61,8	776,8	134,6	30,3	126,6			77,8	55,6	136,1	5,4	13,9	3,9
132-136	3,2	2,7	8,7	35,0	17,1	84,6	65,4	19,4	14,8	68,7	24,8	18,3	22,7	148,0	53,4	11,7	55,0			7,4	5,8	45,7	1,3	4,2	0,8
152-156	5,7	2,8	9,2	34,2	18,1	57,0	63,9	11,6	8,9	47,9	17,8	13,0	14,1	151,2	36,5	8,4	38,4			7,2	6,3	61,9	1,5	5,3	1,0
174-179	1,3	3,3	9,8	28,6	14,6	47,1	34,8	11,2	10,8	44,1	12,9	11,0	11,2	152,5	33,3	6,2	39,0			11,4	9,2	30,8	1,5	3,6	0,6

Tabell A5. PAH:er i landgyttjor/torv. Enhet: ng/g torrvt. Till vänster stationsnummer. Tabellen innehåller replikatprover.

Stn	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
60	19	6	46	481	174	1281	843	309	693	1438	338	403	258	749	754	157	618	4	35	31	19	168	21	105	40
60	19	6	50	717	188	1619	1823	283	613	1138	279	316	187	477	698	129	591	4	29	33	14	193	26	308	169
60	35	9	47	270	69	868	921	387	1036	2096	507	863	437	1057	1317	275	1135	6	44	21	13	71	17	85	35
61	12	5	31	185	39	436	501	156	373	809	230	267	184	376	498	126	438	3	25	21	13	86	16	66	37
61	15	11	54	263	44	608	806	194	455	1025	264	327	254	1838	719	89	695	3	20	35	22	17	65	109	58
61	9	7	30	169	34	389	381	142	373	667	277	257	165	414	511	79	441	4	31	23	13	60	18	44	21
62	5	6	57	352	26	465	400	122	343	470	143	200	112	53	256	38	226	1	7	14	8	9	8	35	10
62	10	5	39	267	21	387	398	96	254	326	149	186	117	55	250	50	179	2	14	12	7	7	8	42	13
62	8	3	34	263	20	365	373	92	263	242	126	144	98	43	199	37	127	1	11	12	7	7	7	39	13
62	8	6	48	259	24	378	328	96	247	383	117	166	106	91	227	38	171	4	26	13	8	7	7	27	7

Tabell A6. PAH:er i musslor 2016. Enhet: ng/g torrvt. Stationsnummer till vänster. Värdet 0,0 betyder lägre än detektionsgränsen.

Stn	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
14	0,7	9,5	11,0	7,7	9,3	5,5	4,8	1,4	1,9	3,1	1,2	2,0	0,8	1,1	1,8	1,0	2,5	0,4	1,4	3,9	1,8	0,9	1,1	4,0	1,2
14	0,6	9,9	17,3	7,4	7,8	7,2	4,8	0,8	1,6	2,7	0,8	2,0	0,3	0,9	1,8	0,4	1,4	0,1	0,2	4,0	2,2	1,2	0,7	3,8	1,5
18	0,7	1,7	20,7	9,7	2,1	13,7	46,5	0,9	2,0	2,1	0,8	2,0	0,6	1,0	0,4	0,0	1,4	0,2	0,0	3,6	1,6	9,3	1,2	13,1	5,3
18	1,1	3,4	32,4	6,9	3,1	6,5	5,0	1,2	2,2	2,8	0,8	2,9	1,5	1,7	0,2	0,0	1,3	0,0	0,3	4,4	1,8	7,8	1,2	5,1	1,0
17	0,3	0,7	1,0	7,6	0,9	8,2	27,3	1,0	2,3	2,5	0,7	1,7	0,2	0,7	0,9	0,1	0,9	0,1	0,3	1,2	0,5	0,7	0,1	6,3	1,0
17	0,7	8,4	12,5	8,7	3,5	17,3	22,4	1,2	2,2	3,1	0,9	2,3	0,2	0,9	1,5	0,2	1,3	0,1	0,1	3,6	1,8	1,3	0,4	4,2	3,7
16	0,6	1,8	30,8	7,4	2,0	7,0	10,9	0,9	1,9	2,4	0,7	2,3	0,6	0,9	1,0	0,3	1,3	0,2	0,2	2,8	1,4	3,8	0,7	6,8	2,1
16	0,8	2,2	30,9	6,2	2,1	5,6	5,4	1,3	2,1	2,5	0,9	2,4	0,7	0,8	1,4	0,1	1,4	0,0	0,0	4,0	1,5	6,1	0,7	4,3	0,9
24	0,9	2,4	43,1	8,7	3,3	8,2	25,0	1,3	1,9	2,8	0,8	2,8	1,0	1,0	1,2	0,4	2,1	0,3	0,2	6,6	3,0	8,2	2,1	11,6	3,0
24	1,0	2,1	20,2	6,3	2,3	4,3	4,7	0,8	1,3	2,3	0,6	2,3	0,5	0,7	0,8	0,1	1,3	0,1	0,0	6,5	2,3	7,5	1,5	5,6	1,1
23	0,2	0,8	0,7	4,0	0,6	4,8	6,5	0,7	2,0	2,4	0,6	2,1	0,2	0,6	1,1	0,1	1,0	0,1	0,3	0,9	0,4	0,7	0,0	3,0	0,2
23	0,9	11,3	17,7	9,2	9,9	5,2	4,6	0,9	1,9	2,8	0,9	1,4	0,3	0,6	1,0	0,2	1,2	0,1	0,1	4,8	4,8	1,1	0,4	3,0	1,5
22	0,8	2,7	23,8	5,6	2,2	4,4	4,9	0,7	1,1	2,2	0,6	2,7	0,6	1,0	0,9	0,1	1,3	0,0	0,0	8,0	3,0	6,6	1,9	4,0	1,3
22	1,1	1,8	17,7	5,3	1,7	4,7	6,5	0,7	1,5	2,6	0,7	2,8	0,5	0,6	1,0	0,2	1,2	0,1	0,1	6,8	3,3	6,2	1,5	5,1	1,6
28	1,3	4,9	19,7	6,3	1,6	5,2	8,8	0,7	1,5	2,8	0,7	3,2	0,9	0,9	1,1	0,2	1,5	0,0	0,1	6,8	3,7	8,2	1,9	8,4	2,2
28	1,1	3,1	30,4	6,3	2,6	5,3	5,6	0,6	1,5	2,2	0,6	2,5	0,7	0,9	1,3	0,3	1,3	0,1	0,1	7,9	3,9	9,1	0,9	6,4	2,0
27	0,2	0,6	40,0	0,7	0,6	3,3	4,2	0,9	1,5	2,6	0,7	0,0	0,3	0,6	1,2	0,3	1,4	0,1	0,2	0,9	0,5	0,7	0,0	0,6	1,0
27	0,7	11,8	16,9	6,5	7,5	5,1	4,8	0,8	1,3	1,5	0,5	1,4	0,2	0,4	1,4	0,3	1,2	0,0	0,2	3,7	3,5	1,0	1,1	2,9	0,7
26	1,0	3,0	26,5	7,1	2,3	7,8	14,9	0,7	1,1	2,3	0,6	2,0	0,6	0,7	0,9	1,4	1,1	0,0	0,1	8,9	3,3	10,6	1,6	7,7	2,4
26	1,2	2,4	24,6	8,0	2,2	7,3	19,7	0,7	1,5	2,4	0,4	2,7	0,6	0,8	1,0	0,1	1,2	0,0	0,1	9,2	4,0	8,8	1,7	8,0	2,8
31	0,3	0,6	30,2	4,8	0,5	3,4	3,2	0,7	1,4	2,1	0,5	1,7	1,5	0,4	1,1	0,2	1,3	0,0	0,3	1,0	0,5	0,9	0,2	1,3	0,6
31	0,8	19,3	26,6	7,8	8,1	6,6	3,8	0,9	1,6	2,5	0,8	1,8	0,5	0,4	0,2	0,2	1,8	0,1	0,4	4,1	3,0	3,1	1,4	3,4	0,9
4	0,6	0,9	34,6	8,3	2,1	19,7	15,0	2,9	4,7	7,5	1,7	6,5	5,6	1,5	2,4	0,4	2,9	0,0	1,0	0,9	0,5	0,7	0,0	2,7	1,3
4	1,0	9,5	21,3	10,9	9,9	35,0	14,4	3,1	5,5	6,6	2,0	7,4	0,8	1,6	1,9	0,5	2,5	0,1	0,2	3,9	3,8	1,2	1,0	3,4	2,1
6	1,2	1,1	1,8	15,8	1,6	20,7	70,0	2,3	5,8	6,9	2,5	4,8	0,9	1,0	2,5	1,1	3,6	0,1	0,5	2,0	0,7	1,1	0,3	18,2	5,3
6	0,4	0,4	0,7	8,5	1,8	17,7	10,1	3,1	6,3	12,4	18,6	0,0	0,8	0,6	2,7	1,2	2,7	0,0	0,4	0,8	2,3	0,1	0,2	4,4	0,6
9	0,9	3,5	25,5	5,9	2,3	6,3	9,3	0,8	1,2	2,9	0,9	3,0	0,6	0,9	1,2	0,2	1,3	0,0	0,2	10,9	4,2	13,6	2,1	6,1	1,6
9	1,0	5,4	14,7	5,9	2,2	4,6	4,0	0,9	1,0	2,4	0,7	3,0	0,7	1,0	1,2	0,2	1,3	0,0	0,2	8,8	3,3	12,9	2,5	3,9	0,3
50	1,4	1,1	2,0	16,8	1,7	22,6	78,7	2,6	6,2	7,3	2,6	4,4	0,9	0,9	2,7	1,2	2,8	0,2	0,7	1,8	0,7	1,0	0,3	16,9	4,9
50	0,9	5,3	25,4	18,0	7,1	44,4	53,6	2,2	4,6	5,2	1,2	3,9	0,6	0,8	0,1	0,1	3,9	0,5	0,1	8,1	4,4	0,7	1,0	6,8	8,2

Tabell A7. PAH:er i musslor 2017. Enhet: ng/g torrsvikt. Värdet 0,0 betyder lägre än detektionsgränsen. Station 51 visar halter på hämtplatsen i juni och augusti. Enhet: ng/g torrsvikt. Stationsnummer till vänster. Värdet 0,0 betyder lägre än detektionsgränsen.

Stn	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
13	0.5	0.5	2.4	6.4	1.7	5.3	15.9	1.0	2.3	1.6	1.2	1.5	1.1	1.0	1.4	1.7	2.4	0.0	0.0	9.5	3.3	1.8	0.9	3.4	3.0
13	0.5	0.5	2.1	6.9	1.8	4.2	9.4	0.7	1.8	1.7	0.7	1.0	0.5	0.6	0.9	0.0	1.1	0.0	0.0	13.9	7.3	2.4	0.9	2.3	1.7
13	0.4	0.5	1.6	4.9	1.4	2.8	3.1	0.5	1.7	1.4	0.9	0.9	0.4	0.5	0.9	0.0	1.0	0.0	0.0	12.5	6.6	1.8	0.8	1.0	0.8
14	0.0	0.0	1.9	7.6	1.6	5.3	17.4	0.7	1.8	2.2	1.2	1.6	0.0	0.8	1.6	0.0	1.3	0.0	0.0	17.2	8.4	2.4	0.9	5.2	2.4
14	0.0	0.0	1.0	4.0	0.9	2.1	4.0	0.4	0.9	1.1	0.5	0.9	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	10.0	6.0	2.3	1.0	1.1	0.7
14	0.0	0.0	1.2	5.0	1.3	2.5	5.4	0.4	1.4	1.0	1.2	1.2	0.0	0.4	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	11.3	6.0	2.7	0.9	1.7	0.8
15	0.0	0.0	1.1	3.6	0.7	1.6	1.7	0.3	1.2	0.7	0.7	1.1	0.0	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	11.8	6.2	2.0	0.9	0.7	0.3
15	0.2	0.6	1.6	5.7	1.3	4.5	13.6	0.5	1.7	1.4	1.1	1.8	0.4	0.4	0.9	0.0	0.9	0.0	0.0	11.1	7.8	1.7	0.6	3.2	1.7
15	0.0	0.0	1.4	6.0	1.1	6.2	26.9	0.3	2.0	1.0	0.6	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	10.9	5.5	2.2	0.9	6.2	3.4
16	0.0	0.0	1.4	5.9	1.2	3.6	7.6	0.6	1.4	1.6	0.9	0.8	0.0	0.3	0.9	0.0	0.7	0.0	0.0	11.0	4.5	1.5	0.6	2.0	1.8
16	0.0	0.0	1.6	6.3	1.7	3.0	3.0	0.4	1.8	1.0	0.6	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	14.7	6.4	1.5	0.0	0.9	0.6
16	0.0	0.0	1.0	4.7	0.8	2.9	5.9	0.3	1.2	1.3	0.6	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	17.9	10.6	1.0	0.5	1.4	1.2
17	0.0	0.0	1.3	7.0	0.8	6.9	29.4	0.6	1.8	1.6	1.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	11.0	4.6	1.6	0.6	6.1	5.0
17	0.9	1.1	4.2	12.5	3.7	8.4	7.8	2.5	5.2	6.3	2.6	2.9	1.8	1.1	3.0	1.7	1.7	0.0	0.0	11.6	4.1	2.9	1.8	3.1	2.9
17	0.0	0.0	5.1	12.6	2.7	9.1	26.4	1.0	3.9	4.3	1.6	1.8	0.7	0.4	1.1	0.0	1.0	0.0	0.0	46.0	45.9	4.9	2.1	6.4	5.9
18	0.0	0.0	1.3	4.7	0.9	3.3	6.4	0.3	1.3	1.2	0.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	12.5	6.0	1.6	1.0	1.9	1.0
18	0.0	0.5	1.0	5.4	1.2	4.8	12.6	0.4	2.0	0.7	0.7	1.3	0.0	0.5	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	11.0	5.8	1.3	0.7	3.4	1.9
18	0.4	0.3	2.3	8.2	1.5	11.7	50.0	0.5	3.3	1.3	0.6	1.4	0.0	0.0	0.5	0.0	0.4	0.0	0.0	12.3	6.0	2.3	1.3	10.4	7.5
19	0.0	0.6	1.4	5.5	1.6	3.3	6.1	1.0	2.7	2.7	1.2	2.7	0.9	0.8	1.8	1.2	1.2	0.0	0.0	13.5	9.9	3.5	1.0	2.0	1.1
19	0.0	0.8	1.4	6.2	1.6	4.3	11.1	1.0	3.0	2.4	1.3	2.5	0.9	0.9	2.0	0.0	1.1	0.0	0.0	13.3	5.6	2.0	1.2	3.3	1.7
19	0.0	0.7	1.8	6.6	1.4	4.1	7.5	0.8	2.5	2.1	1.1	2.1	0.6	0.7	1.7	0.0	1.0	0.0	0.0	14.1	5.6	2.7	1.1	2.7	1.3
20	0.0	0.0	1.2	5.2	1.4	3.1	2.4	0.7	2.5	2.4	0.9	2.1	0.0	0.4	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	13.0	5.1	2.7	1.2	1.0	0.4
20	0.0	0.0	1.4	7.0	2.2	3.7	4.7	0.7	2.2	2.1	0.8	2.6	0.0	0.5	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	15.0	5.9	3.5	1.5	1.9	1.1
20	0.0	0.0	1.9	5.8	1.3	2.9	3.0	0.7	2.2	2.8	0.7	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	23.1	10.2	3.1	0.9	1.2	0.4
21	0.0	0.0	1.8	5.8	1.3	3.6	2.9	0.7	2.1	1.5	1.1	1.2	0.0	0.0	1.9	0.0	1.7	0.0	0.0	33.0	14.6	2.8	0.0	0.9	0.7
21	0.0	0.6	1.7	7.3	1.9	4.0	3.7	0.8	2.9	2.0	1.3	1.4	0.0	0.4	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	19.2	9.4	1.8	0.6	1.1	1.0
21	0.0	0.6	1.8	6.6	1.8	3.8	4.6	0.9	2.6	2.2	1.3	1.3	0.0	0.0	1.5	0.0	1.4	0.0	0.0	22.0	8.9	4.0	0.8	1.3	1.1
22	0.0	0.0	0.9	3.3	0.5	1.4	1.5	0.3	1.1	0.9	0.5	0.4	0.0	0.1	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	11.8	3.7	1.6	0.5	0.5	0.5
22	0.0	0.0	1.2	3.9	1.0	2.1	2.2	0.3	1.1	1.2	0.6	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	12.3	3.9	2.2	0.0	0.8	0.5
22	0.5	0.0	4.2	10.9	2.2	8.7	26.1	0.7	3.1	2.4	0.8	1.5	0.0	0.3	0.9	0.0	0.9	0.0	0.0	24.7	8.2	2.8	1.3	6.1	5.7
23	0.3	0.3	1.5	4.4	1.1	2.9	3.4	0.5	1.8	2.0	0.7	1.6	0.0	0.0	0.6	0.0	0.7	0.0	0.0	10.7	5.7	2.2	1.2	1.2	0.7
23	0.0	0.0	1.3	4.7	1.1	2.8	3.4	0.5	1.8	1.0	0.8	1.6	0.0	0.4	0.8	0.0	0.6	0.0	0.0	12.3	7.3	2.9	1.1	1.4	0.7
23	0.0	0.0	1.4	5.9	1.7	4.8	13.3	0.5	1.6	1.1	0.7	1.4	0.0	0.3	0.8	0.0	0.7	0.0	0.0	12.4	7.8	2.6	1.0	3.7	1.9
24	0.0	0.4	1.2	4.2	1.0	2.7	2.5	1.0	2.2	2.2	1.4	2.5	0.9	0.6	1.5	1.1	1.6	0.0	0.0	9.7	6.0	1.8	1.0	1.1	0.6
24	0.0	0.0	1.6	5.0	0.8	3.9	12.9	0.9	2.0	1.4	1.0	2.1	0.5	0.6	0.9	1.2	1.3	0.0	0.0	10.3	5.3	1.9	1.2	3.2	1.5
24	0.0	0.0	1.6	6.9	1.8	4.7	5.8	1.1	3.1	2.4	2.1	3.5	0.9	1.3	1.4	0.0	1.5	0.0	0.0	12.8	11.2	2.7	1.4	2.1	1.0
26	0.8	0.9	4.9	8.9	1.3	3.4	3.3	0.8	2.0	1.6	1.0	2.0	0.4	0.4	0.6	0.0	1.1	0.0	0.0	19.3	10.7	3.9	2.6	1.8	0.9
26	0.0	0.0	1.3	5.1	0.9	3.5	3.3	0.6	1.9	1.4	1.3	2.0	0.5	0.0	0.8	0.0	1.5	0.0	0.0	11.5	5.6	2.3	0.8	1.3	0.9
26	0.4	0.7	1.8	5.5	0.8	1.9	2.1	0.5	1.5	1.2	0.9	1.2	0.0	0.2	1.0	0.0	0.8	0.0	0.0	10.8	4.4	1.5	0.9	1.1	0.5
27	0.0	0.0	1.1	4.0	0.5	2.1	2.3	0.4	1.4	1.3	0.7	0.6	0.0	0.0	0.5	0.0	1.3	0.0	0.0	7.2	5.0	1.9	0.9	0.9	0.6
27	0.0	0.3	1.1	3.4	0.5	2.0	1.8	0.3	1.5	1.5	1.0	0.8	0.3	0.0	0.6	0.0	1.0	0.0	0.0	7.9	5.5	2.1	0.8	0.9	0.6
27	0.0	0.5	1.2	4.9	0.9	3.9	14.5	0.5	1.9	1.4	0.9	0.6	0.3	0.3	1.0	0.0	1.1	0.0	0.0	7.8	5.6	1.9	0.9	3.3	2.3
28	0.0	0.0	1.7	5.0	1.1	4.2	13.5	0.3	1.6	1.2	0.9	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	10.6	6.0	2.8	1.2	3.0	2.1
28	0.0	0.7	1.5	4.2	0.6	2.4	2.7	0.4	1.8	1.2	0.7	0.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	8.5	4.0	2.2	0.9	1.0	0.7
28	0.0	0.0	1.2	4.4	1.1	6.7	33.0	0.2	2.2	1.1	0.4	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	6.9	2.3	2.7	0.0	5.6	4.8
29	0.0	0.0	1.4	3.9	0.7	2.9	2.6	0.3	2.1	2.0	0.7	2.0	0.0	0.0	0.9	0.0	1.2	0.0	0.0	9.0	5.8	2.3	0.8	1.4	0.8
29	0.0	0.4	1.3	3.3	0.5	2.1	2.0	0.4	1.7	1.7	0.9	1.2	0.0	0.3	0.8	0.0	0.7	0.0	0.0	7.4	3.7	1.8	1.0	1.2	0.6
29	0.0	0.0	1.3	4.0	1.0	2.5	2.3	0.4	1.6	1.0	0.9	1.6	0.0	0.3	0.4	0.0	0.8	0.0	0.0	8.1	4.5	2.8	0.9	1.2	0.9
30	0.3	0.3	1.3	4.8	0.8	5.5	17.1	0.9	2.1	2.3	1.7	1.8	1.0	0.4	1.6	1.0	1.8	0.0	0.0	6.6	3.4	2.1	0.8	4.2	3.4
30	0.0	0.0	1.3	4.4	1.1	3.8	7.8	0.5	1.3	1.8	0.9	1.0	0.5	0.3	0.7	0.7	1.3	0.0	0.0	6.5	3.6	1.4	0.7	2.2	1.8
30	0.0	0.4	1.2	3.8	0.6	2.7	3.9	0.5	1.4	0.9	1.0	0.9	0.4	0.2	0.8	0.0	1.0	0.0	0.0	6.8	3.2	1.4	0.7	1.4	1.1
31	0.0	0.3	1.6	4.2	0.9	2.3	3.8	0.4	1.2	1.3	0.8	0.6	0.5	0.3	0.6	0.6	1.1	0.0	0.0	7.8	2.2	1.6	0.6	1.4	1.1
31	0.0	0.0	1.1	3.3	0.9	1.9	1.8	0.4	1.1	1.4	0.6	0.8	0.3	0.0	0.7	0.0	0.6	0.0	0.0	7.1	3.0	1.9	0.6	0.8	0.7
31	0.0	0.0	1.0	4.5	0.5	4.7	15.1	0.3	1.6	1.1	0.8	0.7	0.3	0.0	0.6	0.0	0.9	0.0	0.0	6.9	2.8	1.8	0.7	3.7	2.9
51/6	0.3	0.4	1.8	12.7	1.3	10.6	48.0	0.4	1.9	1.3	0.5	1.2	0.0	0.2	0.8	0.0	0.8	0.0	0.0	10.4	5.3	2.2	2.2	16.0	6.7
51/6	0.5	0.6	1.8	14.5	1.2	12.1	58.9	0.3	1.9	1.4	0.5	1.2	0.0	0.3	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	9.7	4.7	2.6	2.5	17.1	8.3
51/6	0.3	0.4	1.8	15.9	1.4																				

Tabell A8. PAH:er i ostron 2016. Enhet: ng/g torrsvikt. Värdet 0,0 betyder lägre än detektionsgränsen. Station 50 visar halter på hämtplatsen i juni och augusti.

Stn	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
14	0,1	0,3	0,6	3,6	1,1	6,5	3,3	0,9	2,2	5,7	7,1	3,1	0,2	0,7	1,5	0,5	0,8	0,0	0,2	1,3	0,1	1,2	0,1	1,3	0,2
14	0,5	1,2	9,6	6,6	7,0	9,1	4,9	1,0	1,6	5,4	7,2	3,4	2,7	0,8	1,2	0,1	1,3	0,1	0,1	2,8	2,0	3,2	1,5	3,4	1,3
18	0,2	0,3	8,8	5,8	2,6	5,6	5,3	1,2	3,3	7,1	7,0	4,8	3,4	1,0	0,3	0,9	0,8	0,0	0,4	3,6	0,5	1,8	0,2	1,9	0,4
18	0,3	0,5	12,4	3,9	1,9	6,0	4,2	1,0	2,0	5,3	8,3	3,6	2,8	1,1	0,2	1,1	0,7	0,0	0,3	0,9	0,9	1,3	0,2	1,4	0,4
17	0,3	0,3	1,0	3,4	5,0	3,1	2,9	1,5	3,0	9,7	8,2	4,3	0,5	1,2	3,1	1,9	1,5	0,1	0,2	2,1	0,7	4,3	0,1	1,7	15,9
17	0,5	1,2	11,8	7,7	6,9	10,7	14,7	1,4	2,1	5,3	8,6	3,2	0,3	0,6	1,3	0,6	1,1	0,2	0,1	2,9	2,1	0,8	0,1	4,1	1,9
16	0,2	0,2	5,6	3,9	1,9	3,8	3,7	1,1	2,8	6,8	5,9	4,5	3,4	0,8	0,2	0,5	0,5	0,0	0,0	0,8	0,9	1,2	0,4	1,5	1,4
16	0,2	0,4	8,3	5,5	2,2	6,1	4,6	1,3	2,8	6,7	9,2	4,5	3,2	0,7	0,3	0,8	0,9	0,1	0,0	4,1	0,8	1,6	0,1	1,7	0,6
24	0,2	0,6	12,8	3,3	1,7	5,0	3,3	0,9	1,6	6,1	10,3	4,9	3,4	0,7	0,4	1,2	0,9	0,1	0,5	0,9	0,9	0,3	0,7	1,5	0,7
24	0,2	0,5	9,2	4,4	2,0	6,0	4,9	1,0	2,0	5,2	8,3	4,3	2,6	0,7	0,9	0,4	1,8	0,4	0,5	5,2	0,7	1,7	1,4	1,7	0,5
23	0,2	0,4	0,4	2,9	1,0	5,1	2,4	1,2	2,4	7,3	8,6	4,2	0,4	0,5	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	2,7	0,9	3,7	0,2	1,0	0,4
23	0,5	1,2	14,7	5,8	7,7	7,2	3,0	0,9	1,8	5,7	8,3	3,6	0,0	0,4	1,1	0,4	1,3	0,0	0,2	3,6	2,5	3,3	4,5	2,2	0,8
23	0,2	0,4	13,0	37,1	1,6	12,2	7,4	1,1	3,6	9,0	6,4	8,3	5,7	0,5	1,8	0,3	1,9	0,1	0,5	4,4	1,4	0,8	1,6	35,8	5,2
23	0,1	0,4	9,6	34,1	1,5	11,8	7,4	1,2	3,5	8,8	7,2	8,1	5,5	0,6	0,4	1,4	2,1	0,2	0,0	4,6	1,0	0,9	1,4	32,8	4,7
22	0,3	0,6	10,1	4,1	2,4	5,6	3,1	1,1	2,5	6,7	8,2	4,6	0,2	2,3	0,5	1,4	0,2	0,1	0,1	0,8	0,5	1,6	0,4	1,4	0,6
22	0,1	0,5	14,2	3,4	1,9	4,6	3,1	0,8	2,0	5,3	6,1	3,9	0,1	1,1	0,3	1,4	1,0	0,0	0,1	0,7	0,4	1,4	0,0	1,4	0,5
28	0,4	0,6	13,0	4,0	1,8	5,3	5,0	0,7	1,6	5,0	7,2	4,0	0,1	0,5	0,3	0,6	0,9	0,6	0,1	0,8	0,4	0,4	0,9	2,1	0,7
28	0,6	0,6	18,9	4,0	2,1	5,3	3,2	0,7	1,5	5,4	7,6	4,8	0,0	0,6	0,4	0,3	1,2	1,4	0,0	0,9	0,6	2,0	0,6	1,2	0,4
27	0,2	0,4	34,1	3,8	1,0	5,3	3,1	1,0	1,8	7,0	7,6	3,0	0,1	0,4	2,3	0,5	1,2	0,0	0,3	2,3	1,0	2,4	0,4	1,6	1,5
26	0,3	1,2	27,4	3,9	1,7	5,2	3,5	0,7	1,8	5,5	6,6	4,0	0,1	0,8	0,3	0,8	0,3	0,0	0,1	1,2	0,7	0,4	1,1	1,5	0,5
26	0,4	0,6	13,8	3,9	1,9	3,9	2,6	0,6	1,7	5,1	7,6	4,0	2,8	0,6	0,3	1,4	0,8	0,1	0,0	0,9	0,8	0,6	0,8	1,2	0,6
31	0,2	0,4	17,4	5,5	0,8	6,6	6,6	0,9	1,8	6,6	7,6	3,1	3,0	0,2	1,9	0,9	1,0	0,0	0,3	2,8	1,0	4,6	0,3	2,8	1,0
31	0,8	1,5	18,4	5,1	6,6	7,6	2,9	0,6	1,3	5,3	4,5	3,2	0,0	0,3	1,1	0,7	1,5	0,9	0,3	3,0	2,7	4,7	1,2	3,1	0,7
4	0,4	0,5	16,1	10,5	2,6	33,1	11,8	4,8	4,9	17,8	14,5	10,8	9,3	0,9	3,3	0,9	2,9	0,0	0,7	3,6	0,9	4,8	0,1	2,2	1,0
4	0,7	2,4	14,9	10,7	7,5	36,1	14,0	4,0	5,9	13,6	12,5	10,0	0,5	1,0	2,8	1,0	3,3	0,2	0,2	3,8	2,7	2,8	0,3	3,0	1,8
6	0,3	0,4	9,4	6,9	2,5	8,5	5,7	1,4	2,5	6,1	8,1	5,3	3,6	0,5	0,5	1,6	0,9	1,2	0,2	4,3	1,6	0,6	0,3	2,8	0,9
6	0,3	0,3	8,4	5,5	2,1	7,3	3,8	1,0	2,2	5,2	6,6	4,5	3,1	0,4	0,4	1,5	1,1	0,2	0,4	3,3	1,5	0,4	0,8	1,9	0,7
9	0,2	0,3	8,6	3,0	1,7	4,1	3,6	0,7	2,7	4,8	6,8	4,7	3,3	0,6	0,3	0,8	0,8	0,0	0,0	3,5	0,6	0,3	0,2	1,0	0,2
9	0,0	0,0	7,6	4,9	2,3	5,4	4,9	0,9	1,9	5,4	6,7	4,9	3,3	0,5	1,6	0,8	1,9	0,3	0,3	3,0	0,6	0,0	2,6	1,7	0,3
50	0,3	0,3	0,5	6,1	1,3	13,0	7,6	2,3	4,5	8,9	12,9	0,0	0,6	0,3	1,9	0,9	1,4	0,0	0,4	0,5	1,4	0,1	0,1	2,7	0,4
50	0,4	1,5	12,2	8,1	6,7	22,8	9,0	2,1	4,7	8,7	14,6	4,8	0,2	0,9	1,4	0,5	1,4	0,0	0,1	5,2	2,7	2,3	0,6	2,8	0,9
50	0,3	0,3	13,0	3,9	1,3	8,5	6,6	2,6	2,3	12,9	15,0	7,1	6,2	0,7	3,6	0,9	2,5	0,2	1,3	5,9	0,8	10,4	0,1	1,7	0,7
50	0,6	1,8	14,0	4,5	6,4	13,1	4,6	2,7	2,8	9,7	16,9	6,5	0,7	0,8	2,6	0,8	3,5	0,2	0,2	3,6	2,7	1,2	1,5	3,0	0,5

Tabell A9. PAH:er i ostron 2017. Enhet: ng/g torrvtikt. Stationsnummer till vänster. Station 12 inkluderar prover från hämtplatsen vid olika tidpunkter, april, juni och augusti. Tom ruta innebär avsaknad av data och värdet 0,0 betyder lägre än detektionsgränsen.

Stn	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
12/4	2,0	0,9	1,7	24,0	1,9	35,4	89,3	3,9	11,5	26,2	12,6	15,9	1,1	4,5	4,3	0,3	0,5	0,0	0,0	6,4	0,8	4,2	1,1	25,1	6,4
12/4	2,1	0,8	2,1	26,9	2,1	37,0	95,0	3,6	12,8	25,1	10,7	16,0	0,8	5,0	5,0	1,9	1,0	0,0	0,0	5,3	1,7	2,4	1,5	28,3	7,6
12/4	1,4	0,9	2,2	26,2	2,4	35,1	85,0	4,0	12,0	22,1	13,4	14,5	0,7	4,0	4,3	2,4	1,4	0,0	0,0	5,4	2,1	2,7	1,2	25,5	6,2
12/6	0,4	0,8	3,0	16,3	3,0	13,1	46,3	0,6	4,8	5,5	2,3	2,6	0,1	0,0	1,1	0,4	1,1			11,0	7,5	3,5	2,6	17,1	8,6
12/6	0,4	0,5	2,6	14,6	2,7	12,5	46,8	0,3	3,9	4,8	1,9	2,5	0,1	0,0	0,7	0,2	0,6			9,6	4,6	2,4	1,8	16,3	8,2
12/6	0,4	0,5	2,8	18,1	3,2	14,4	53,3	0,4	4,5	4,1	3,0	2,4	0,1	0,0	1,0	0,4	0,6			10,6	4,5	3,5	2,6	19,9	9,6
12/8	0,3	0,6	2,8	7,3	2,8	5,5	4,2	0,6	4,6	5,2	3,6	2,0	0,1	0,0	1,5	0,3	0,7			10,5	5,2	2,2	1,0	1,5	0,7
12/8	0,2	0,5	2,7	6,4	2,7	4,9	3,2	0,7	3,9	4,1	3,4	1,6	0,0	0,0	1,2	0,7	0,4			8,0	3,9	2,2	0,9	1,1	0,5
12/8	0,1	0,5	2,5	5,7	2,3	3,6	2,4	0,4	3,1	4,7	2,2	1,5	0,1	0,0	0,7	0,1	0,2			8,8	3,9	2,7	1,0	0,8	0,4
14	0,5	0,4	1,8	5,2	1,8	7,4	3,5	1,3	6,9	19,4	12,0	9,9	9,1	0,0	5,5	4,6	6,3			8,3	3,7	2,0	1,0	1,4	1,3
14	0,5	0,6	1,8	5,7	1,4	7,1	6,5	0,8	5,7	16,6	8,4	7,2	4,5	0,0	3,3	1,6	2,6			10,4	2,9	1,9	0,9	2,1	1,9
14	0,3	0,7	1,6	5,3	1,5	7,9	8,2	0,9	6,2	18,6	8,3	7,2	3,3	0,0	2,7	1,5	2,0			9,0	4,4	1,8	0,8	2,4	1,7
17	0,0	0,0	1,2	4,1	1,4	5,1	2,1	0,7	4,8	6,7	3,2	4,9	0,9	0,0	2,7	1,4	2,0			8,0	5,5	2,4	1,1	1,1	0,6
17	0,0	0,9	2,2	7,5	2,4	9,8	4,1	1,0	8,1	11,0	6,8	6,8	0,6	0,0	5,1	1,3	3,2			15,3	4,6	4,2	1,8	2,1	0,0
17	0,0	0,6	1,8	6,3	0,6	12,7	25,1	0,9	7,4	9,3	4,0	6,5	1,1	0,0	2,1	1,4	2,1			14,7	5,6	2,1	0,9	7,4	3,6
20	0,0	0,6	1,5	5,1	0,9	7,7	2,7	1,1	6,9	9,2	4,2	6,2	1,1	0,0	2,8	1,5	1,8			16,0	5,5	2,2	0,9	1,5	0,6
20	0,0	0,0	2,1	5,9	1,1	6,7	3,3	0,8	6,6	6,8	3,0	4,0	0,0	0,0	2,3	1,1	1,7			0,0	0,0	0,0	1,0	1,8	0,7
20	0,0	0,0	1,4	4,7	1,1	5,9	2,1	0,7	5,8	8,5	3,6	4,3	0,0	0,0	2,1	1,2	1,0			41,4	14,6	2,3	1,1	1,2	0,4
23	0,3	0,6	3,3	8,1	3,5	7,4	10,8	1,0	4,9	7,9	3,6	2,1	1,2	0,0	1,8	1,3	1,9			10,9	7,1	1,7	0,9	3,3	2,4
23	0,6	0,7	4,2	12,4	4,4	12,9	31,6	1,2	5,7	11,9	6,4	3,5	0,0	0,0	1,1	0,0	0,7			18,1	4,8	4,1	1,5	8,4	6,4
23	0,0	0,7	3,6	7,9	3,7	7,0	3,9	0,9	5,5	12,3	5,6	3,2	0,0	0,0	1,3	0,0	1,3			19,0	9,0	2,7	0,9	1,7	0,9
27	0,3	0,7	3,3	7,4	3,1	6,5	5,4	0,9	4,4	7,9	2,8	1,8	0,0	0,0	0,9	0,0	1,1			10,7	6,5	2,4	1,1	2,3	1,3
27	0,0	0,6	3,2	7,8	3,3	5,5	2,6	0,7	4,5	6,4	2,7	1,6	0,0	0,0	1,0	0,0	1,1			14,4	8,8	2,2	0,9	1,3	0,8
27	0,4	0,8	4,6	9,3	4,2	5,8	2,8	0,9	4,3	6,9	4,9	1,7	0,0	0,0	1,3	0,0	1,2					2,6	1,1	1,5	0,8
29	0,3	0,5	3,9	8,5	2,9	5,4	5,9	0,7	4,4	4,4	3,4	3,0	0,0	0,0	1,1	0,5	0,5			16,2	2,0	3,4	1,3	2,8	1,4
29	0,3	0,5	3,7	9,4	3,3	6,5	9,3	0,7	4,7	5,9	2,8	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0			9,8	4,2	2,5	1,4	3,8	1,7
29	0,3	0,7	3,0	8,3	2,8	5,4	3,9	0,9	4,5	5,1	3,0	2,8	0,0	0,0	0,8	0,3	0,5			9,7	3,4	3,0	1,4	1,9	1,0
30	0,3	0,7	3,2	12,3	3,8	12,1	27,3	1,4	7,4	8,0	6,5	6,1	1,3	0,0	1,6	1,0	2,0			11,7	5,0	3,3	1,7	8,2	4,8
30	0,3	0,5	3,1	8,5	3,2	6,5	6,8	1,0	5,2	6,7	5,5	4,1	0,0	0,0	0,8	0,1	1,2			9,5	3,9	2,1	1,4	3,0	1,7
30	0,2	0,5	2,4	7,1	2,1	5,8	2,7	0,8	5,3	8,3	3,7	4,2	0,0	0,0	1,2	0,4	1,3			10,7	5,6	2,2	1,1	1,7	0,9
31	0,6	0,9	4,0	14,8	4,6	10,3	9,6	1,8	7,1	7,4	4,4	3,9	0,5	0,0	1,1	0,8	1,0			10,4	5,3	4,7	2,6	3,7	1,8
31	0,0	0,6	2,6	7,1	2,7	5,5	2,8	0,8	4,7	5,4	3,5	2,7	0,0	0,0	0,9	0,0	1,0			9,7	5,2	2,2	1,4	1,6	0,9
31	0,0	0,5	3,1	9,8	3,0	10,1	23,9	0,7	5,8	7,5	6,0	4,2	0,0	0,0	1,4	0,0	0,5			11,7	5,9	2,7	1,5	7,6	4,3
4	0,8	0,6	2,3	14,1	6,7	30,8	25,5	3,6	20,4	17,1	10,2	7,1	0,0	0,0	2,3	0,0	3,1			15,5	6,1	2,5	1,2	27,2	25,6
4	1,0	0,6	2,4	15,4	7,8	29,0	39,0	3,7	20,7	20,7	9,5	7,4	1,0	0,0	2,3	1,2	3,1			12,8	2,5	2,5	1,3	27,0	28,9
4	1,0	0,6	2,6	16,5	8,2	33,0	31,1	2,9	23,0	24,7	10,2	7,9	0,8	0,0	2,8	0,0	3,0			18,1	3,4	3,9	1,3	31,6	33,6
5	1,1	0,7	2,9	22,2	9,3	34,8	47,7	3,7	25,6	26,1	10,3	19,6	1,5	0,0	3,6	2,2	3,4			18,8	5,3	3,8	2,5	53,1	30,6
5	1,1	0,7	3,0	19,9	7,6	30,3	43,1	2,6	21,1	14,2	9,5	12,9	0,0	0,0	2,9	1,5	2,9			13,0	8,1	4,2	2,6	48,5	27,4
5	0,9	0,5	2,1	17,0	7,1	31,0	42,7	2,1	19,9	21,9	8,4	14,5	0,0	0,0	2,4	0,9	2,4			14,7	9,0	2,6	1,6	43,3	20,0
8	0,4	0,7	2,7	7,3	3,0	5,4	4,4	0,9	5,4	5,4	4,3	2,2	0,0	0,0	1,4	0,0	1,5			8,8	4,0	2,2	0,9	3,9	3,2
8	0,2	0,7	2,2	7,3	2,9	6,1	4,6	0,7	6,5	8,3	4,0	3,1	0,0	0,0	1,3	0,0	1,4			8,6	3,9	2,0	1,0	4,8	3,5
8	0,3	0,5	2,1	8,1	2,9	7,4	10,8	0,8	6,2	6,9	4,3	2,6	0,0	0,0	1,1	0,0	1,4			9,0	3,8	2,3	0,9	6,3	5,1
7	0,4	0,6	2,5	8,4	3,2	6,5	4,4	0,9	6,3	6,7	5,4	5,2	0,9	0,0	2,2	1,6	2,6			12,3	7,3	2,5	1,3	7,0	3,6
7	0,2	0,7	2,3	7,7	2,9	5,9	6,3	0,7	5,7	5,9	3,4	3,7	0,1	0,0	0,9	1,1	2,2			12,3	6,1	3,5	1,3	6,1	3,2
7	0,3	0,5	2,1	7,4	2,9	6,1	4,4	0,8	6,4	7,6	3,3	4,8	0,1	0,0	1,3	1,0	1,8			11,2	6,9	3,0	1,3	6,6	3,4
6	0,3	0,6	2,4	7,6	2,8	6,7	6,8	0,6	5,9	5,7	3,3	3,4	0,0	0,0	0,8	0,9	1,3			14,0	5,6	3,2	1,5	8,0	4,2
6	0,4	0,5	1,9	8,3	2,6	8,4	6,4	0,7	6,7	7,6	5,1	4,8	0,0	0,0	1,3	0,6	1,6			12,8	3,4	1,6	1,2	9,6	5,5
6	0,4	0,6	2,2	7,8	3,1	6,8	5,4	0,7	6,5	7,2	4,9	4,5	0,0	0,0	1,6	1,2	0,7			13,9	5,0	2,8	1,4	8,0	3,5
9	0,3	0,7	2,5	7,4	3,0	5,4	3,1	0,7	5,2	5,7	4,9	4,1	0,0	0,0	1,1	0,0	0,7			18,4	9,8	2,5	1,5	3,1	1,3
9	0,3	0,5	2,5	7,4	3,0	6,2	2,9	0,6	4,9	6,8	4,7	5,1	0,0	0,0	0,8	0,0	1,1			17,8	11,9	3,0	1,4	3,2	1,3
9	0,4	1,0	3,1	11,4	3,0	10,8	22,3	0,8	5,7	7,2	4,9	4,7	0,0	0,0	1,1	0,0	1,1			17,8	6,2	3,3	2,3	7,8	3,6
10	0,3	0,6	3,4	11,1	3,2	11,3	26,7	0,8	7,7	6,4	3,2	2,0	0,0	0,0	1,2	0,0	1,3			8,9	7,1	2,5	1,3	10,0	7,8
10	0,3	0,4	2,2	7,9	3,0	7,2	3,6	0,7	5,8	8,1	3,4	2,0	0,0	0,0	1,1	0,0	1,1			10,1	2,8	1,9	1,0	3,0	2,1
10	0,4	0,8	3,3	10,5	3,8	6,6	4,4	0,8	5,2	6,2	4,0	2,0	0,0	0,0	0,5	0,0	1,3			17,7	4,4	2,3	1,4	3,6	2,1
33	0,4	0,9	2,5	8,1	2,7	3,6	2,3	0,6	3,6	4,3	2,8	2,3	0,0	0,0	0,6	0,0	0,7			15,0	5,0	3,0	1,6	2,0	0,5
33	0,0	0,7	2,4	7,8	2,4	4,2	9,4	0,4	3,1	3,8	2,1	2,4	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0			45,5	13,2	3,1	1,4	3,2	1,4
33	0,0	0,5	2,3	7,5	2,4	4,2	5,7	0,4	3,3	4,1	2,4	2,4	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0			20,7	15,0	3,3	2,0	2,2	0,7

Tabell A10. PAH-koncentrationer i vatten (baserade på SPMD), 2017. Enhet: ng/l. Stationsnummer till vänster. Tom ruta innebär avsaknad av data och värdet 0,00 betyder lägre än detektionsgränsen.

Stn	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP
13	0,23	0,18	0,38	0,62	0,11	0,10	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,44	1,18	0,24	0,05	0,04	
14	0,53	0,38	0,78	1,34	0,28	0,29	0,23	0,01	0,01	0,01	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00			3,32	2,63	0,65	0,13	0,13	
15	0,22	0,18	0,36	0,61	0,08	0,10	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,44	1,19	0,26	0,05	0,05	
16	0,29	0,23	0,47	0,72	0,12	0,12	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,78	1,40	0,33	0,07	0,06	
17	0,23	0,24	0,40	0,63	0,11	0,14	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,01	1,61	0,32	0,06	0,06	
18	0,26	0,23	0,42	0,67	0,11	0,14	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,89	1,55	0,33	0,06	0,06	
19	0,33	0,25	0,48	0,78	0,15	0,16	0,13	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,09	1,58	0,35	0,08	0,07	
20	0,32	0,24	0,49	0,80	0,11	0,17	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,89	1,42	0,37	0,08	0,07	
21	0,27	0,37	0,56	0,63	0,19	0,28	0,23	0,01	0,01	0,01	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00			1,00	0,75	0,35	0,11	0,09	
22	0,37	0,24	0,52	0,50	0,07	0,09	0,08	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,50	1,25	0,42	0,09	0,05	
23	0,45	0,26	0,58	0,57	0,09	0,11	0,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,13	0,95	0,45	0,02	0,06	
24	0,42	0,26	0,56	0,52	0,09	0,10	0,10	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,07	0,90	0,34	0,09	0,05	
26	0,49	0,27	0,63	0,56	0,09	0,09	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,36	1,12	0,46	0,12	0,07	
27	0,41	0,20	0,53	0,53	0,08	0,10	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,04	0,91	0,42	0,05	0,01	
28	0,25	0,13	0,31	0,34	0,05	0,09	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			0,71	0,58	0,22	0,05	0,03	
29	0,48	0,21	0,57	0,55	0,06	0,07	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,12	0,92	0,42	0,11	0,05	
30	0,49	0,22	0,61	0,51	0,06	0,09	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,06	0,86	0,46	0,12	0,06	
31	0,43	0,24	0,59	0,89	0,14	0,10	0,09	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,22	1,72	0,35	0,10	0,08	
5	0,57	0,34	0,73	0,95	0,35	0,34	0,36	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,84	1,29	0,59	0,30	0,28	
4	0,38	0,39	0,68	1,22	0,39	0,46	0,49	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,41	1,10	0,52	0,32	0,48	
8	0,46	0,24	0,59	0,90	0,14	0,16	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,82	1,33	0,38	0,16	0,17	
7	0,40	0,19	0,55	0,96	0,13	0,17	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,63	1,17	0,46	0,15	0,20	
6	0,37	0,20	0,50	0,95	0,18	0,14	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,53	1,12	0,43	0,14	0,21	
9	0,41	0,18	0,52	0,90	0,12	0,14	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,00	1,43	0,34	0,11	0,12	
10	0,39	0,23	0,52	0,84	0,19	0,14	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,66	1,25	0,47	0,15	0,13	
33	0,18	0,12	0,31	0,60	0,06	0,07	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,38	1,00	0,20	0,04	0,05	

Tabell A11. PAH-koncentrationer i vatten (baserade på SPMD), 2018 och 2019. Enhet: ng/l. Datum till vänster. År 2018 är data baserade på två vattendjup, 1 och 3m. Tom ruta innebär avsaknad av data och värdet 0,00 betyder lägre än detektionsgränsen.

M-D	ACY	ACE	FLR	PHA	ANT	FLA	PYR	BAA	CRY	BbF	BkF	BeP	BaP	PER	IDP	DZA	BzP	COR	DZP	MN2	MN1	DMN	TMN	MP1	DMP	
2018 1 m																										
04-29	0,44	0,37	1,09	1,88	0,10	0,21	0,11	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,45	1,94	0,15	0,03	0,05		
05-20	0,62	0,68	1,46	1,89	0,17	0,28	0,20	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			5,48	4,30	0,41	0,06	0,07		
06-10	0,46	0,39	0,97	1,25	0,12	0,12	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			3,78	2,70	0,33	0,05	0,05		
07-01	0,83	0,65	2,07	2,50	0,25	0,49	0,38	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,33	1,87	0,94	0,18	0,18		
08-12	0,26	0,83	1,05	1,54	0,15	0,16	0,12	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,74	1,56	0,27	0,04	0,04		
08-31	0,13	0,84	0,95	2,33	0,31	0,52	0,45	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,01	0,93	0,17	0,03	0,04		
09-22	0,16	0,53	0,91	2,48	0,33	0,56	0,51	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,16	1,02	0,22	0,04	0,05		
10-14	0,14	0,47	0,89	1,66	0,14	0,28	0,30	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,14	1,14	0,16	0,03	0,04		
2018 3 m																										
04-29	0,34	0,48	1,22	1,89	0,16	0,19	0,13	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,41	1,96	0,17	0,03	0,05		
05-20	0,73	0,77	1,87	2,70	0,24	0,45	0,32	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			5,53	4,38	0,49	0,08	0,11		
06-10	0,39	0,40	0,91	1,09	0,14	0,14	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			2,54	2,02	0,34	0,05	0,05		
07-01	0,61	0,48	1,52	2,01	0,16	0,35	0,31	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,67	1,29	0,75	0,13	0,14		
08-12	0,20	0,64	0,80	1,30	0,20	0,13	0,15	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,58	1,37	0,22	0,03	0,03		
08-31	0,12	0,64	0,77	1,83	0,31	0,37	0,34	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			0,87	0,84	0,17	0,02	0,04		
09-22	0,13	0,44	0,77	1,79	0,29	0,38	0,36	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,15	0,99	0,17	0,03	0,04		
10-14	0,09	0,34	0,64	1,27	0,12	0,23	0,24	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,08	1,07	0,13	0,03	0,04		
2019 1 m																										
06-01	0,15	0,45	0,66	1,09	0,11	0,23	0,12	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,05	0,71	0,07	0,02	0,00		
06-18	0,42	0,70	0,98	1,76	0,10	0,27	0,13	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,41	1,08	0,12	0,05	0,01		
07-06	0,70	0,79	1,43	2,62	0,25	0,52	0,30	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			1,39	1,01	0,31	0,12	0,03		
07-28	0,10	0,49	0,59	1,33	0,17	0,43	0,26	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			0,39	0,30	0,05	0,03	0,01		
08-18	0,10	1,06	1,25	2,81	0,31	0,22	0,22	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			0,59	0,44	0,06	0,02	0,01		



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet • Stockholms universitet
Göteborgs universitet • Linnéuniversitetet
Sveriges lantbruksuniversitet