Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Stockholms universitet

Självständigt arbete i tillämpad miljövetenskap 15 hp

Effekter av polycykliska aromatiska kolväten på de akvatiska ekosystemen i Stockholmsområdet

Linda Grolander

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Stockholm 2010:5

Stockholms universitet
106 91 Stockholm

Examensarbete i Miljövetenskap, 15 hp

Effekter av polycykliska aromatiska kolväten på de akvatiska ekosystemen i Stockholmsområdet

Linda Grolander

Handledare: Ann-Kristin Eriksson Wiklund
Institutionen för tillämpad miljövetenskap
Stockholms universitet

Abstract

Cities can be sources for many contaminants into the environment. One of the substance groups that are problematic in densely populated areas are Polycyclic Aromatic Hydrocarbons(PAH). PAH are a large and heterogenic group of substances that can be toxic to organisms through a number of mechanism. This paper aims to assess the impact of PAH on the aquatic ecosystems in the Stockholm area based on available chemical and biological monitoring data from Stockholm and ecotoxicological studies. When PAH end up in aquatic environments they bind to sediments and accumulate there. This study therefore examines concentrations of PAH in sediment and effects on bottom dwelling organisms. To assess the load of PAH, the results from a number of studies that have been conducted to measure levels of PAH in sediments in Stockholm have been compiled. These studies clearly show that the levels of PAH in sediments are elevated near central Stockholm and are decreasing with distance from the city. To assess the risk of biological effects, the measured levels of PAH have been compared with biological effect levels by Macdonald et al.(2000). The comparisons show that the levels of PAH in Stockholm has the potential to cause biological effects. Field studies of biomarkers in fish in Stockholm also indicate exposure to organic pollutants.

To examine what effects on benthic organisms that could be expected from exposure to sediment bound PAH, ecotoxicological studies have been compiled. Due to a lack of standardized methods for sediment spiking these data cannot be used to determine expected effects. The status of the benthic fauna in the part of lake Mälaren, closest to Stockholm has been investigated in one study in 1995. The results indicated that the fauna in the area closest to the city was more affected than in the parts further to the west. The PAH levels in the most affected areas are higher than in other areas of Mälaren but as these areas are also contaminated with other substances, the effects cannot be attributed directly to PAH. The study from 1995 is the only study examining the status of the benthic fauna in the most eastern parts of Mälaren. In order to properly assess the status of the benthic fauna, regular monitoring is needed. The central part of Mälaren is monitored regularly and stations in the eastern part of Mälaren could be included in this monitoring.

Sammanfattning

Städer kan vara källor till många olika kemiska substanser i miljön. En substansgrupp som är problematisk i tätbefolkade områden är Polycykliska Aromatiska Kolväten(PAH). PAH är en stor och heterogen grupp substanser som är toxiska för organismer genom en rad olika mekanismer. Denna rapport syftar till att bedöma PAH:ernas påverkan på de akvatiska ekosystemen i Stockholmsområdet, baserat på tillgängliga kemiska och biologiska övervakningsdata från Stockholm samt ekotoxikologiska studier. När PAH:er hamnar i akvatiska miljöer binds de till sediment och lagras där och denna studie tittar därför på PAH i sediment och effekter på bottenlevande organismer. För att bedöma belastningen av PAH i sediment i Stockholm har resultaten från flera haltmätningar sammanställts. Dessa visar att

halterna i sediment är förhöjda nära centrala Stockholm och avtar med avståndet från staden. För att bedöma risken för biologiska effekter med de uppmätta halterna har dessa jämförts med biologiska gränsvärden efter Macdonald et al(2000). Jämförelserna visar att sedimentbundna PAH potentiellt kan ha biologiska effekter i Stockholm. Fältstudier på biomarkörer i fisk i Stockholm indikerar också exponering för organiska föroreningar.

För att bedöma vilka effekter PAH kan förväntas ha på bottenlevande organismer har en sammanställning av tillgängliga ekotoxikologiska studier med sedimentbundna PAH:er genomförts. Eftersom en standardiserad metod för att spika sediment med PAH saknas kan dessa data inte användas för att bedöma de förväntade effekterna. Tillståndet hos bottenfaunan i östligaste Mälaren har undersökts vid ett tillfälle år 1995. Denna studie indikerade en mer påverkad bottenfauna i bassänger nära Stockholm, där även PAH halterna är högre jämfört med mer västliga bassänger. Dessa områden är dock även förorenade med andra substanser och effekterna kan inte knytas till PAH. För att kunna göra en relevant bedömning av tillståndet hos bottenfaunan krävs regelbunden övervakning och östligaste Mälaren bör inkluderas i den övervakning som sker regelbundet i de mer centrala delarna av Mälaren.

Inledning

Tätbefolkade områden kan vara källor till många olika kemiska substanser och flera av dessa kan ha negativa effekter på ekosystemen om de släpps ut i miljön. En av de grupper av substanser som utgör en potentiell risk i närheten av urbana områden är polycykliska aromatiska kolväten(PAH). PAH är en divers grupp med över 100 olika substanser som bildas bl.a. vid förbränning av organiskt material, t ex i förbränningsmotorer. Många PAH:er har visat kancerframkallade och hormonstörande effekter och de kan även störa funktionen hos biologiska membraner (Neilson, 1998). På grund av deras toxicitet finns PAH:er med bland de prioriterade substanserna inom Europeiska Unionens vattendirektiv.

För att kunna sätta in rätt åtgärder för att minska påverkan av PAH på ekosystemen är det viktigt att göra en relevant bedömning av riskerna i miljön. Undersökningar av vilka halter av PAH som finns i de akvatiska miljöerna runt Stockholm har genomförts vid flera tillfällen(Sternbeck et. al., 2003, Östlund et. al., 1998, SGU 2007, SGU 1998). För att bedöma graden av förorening kan halterna jämföras med naturvårdsverkets jämförvärden. Jämförvärden gör det möjligt att bedöma hur mycket halterna avviker från ursprungliga halter (Naturvårdsverket, Vad är bedömningsgrunder). Dessa gränsvärden är dock inte kopplade till de potentiella biologiska effekter som kan förväntas av exponering för PAH och den egentliga risken för påverkan på ekosystemen bedöms inte. Biologisk monitoring av förorenade områden kan indikera graden av påverkan på ekosystemen och komplettera haltmätningar i den ekologiska riskbedömningen.

Syftet med denna rapport är att bedöma PAH:ernas påverkan på de akvatiska ekosystemen i Stockholmsområdet utifrån befintlig kemisk och biologisk monitoringdata samt ekotoxikologiska studier. Eftersom PAH:er i vattenmiljö lätt binder till sediment och ansamlas där(Neilson, 1998) studeras halter av PAH:er i sediment samt effekter på bottenlevande organismer. Bottenfaunan är en viktig komponent i de akvatiska ekosystemen och effekter på denna nivå är relevanta för hela ekosystemet.

Tre huvudsakliga frågeställningar diskuteras;

- Vilka halter av PAH har uppmätts i sedimenten i Stockholm och vilka områden har högst halter?
- Vilka effekter på bottenfaunan kan förväntas av de halter av PAH som finns i stockholmsområdet?
- Kan observerade effekter på bottenfaunan i stockholmsområdet kopplas samman med effekter av PAH i sedimenten?

Metod och avgränsningar

För att karakterisera belastningen av PAH i den akvatiska miljön har haltmätningar i sediment i östligaste Mälaren och Stockholms innerskärgård sammanställts. De mindre sjöarna i Stockholmsområdet omfattas inte av denna studie. Data från Svenska miljöinstitutet(IVL), Sveriges geologiska undersökning(SGU), och Institutionen för tillämpad miljövetenskap(ITM) har sammanställts och områden med höga halter PAH har identifierats.

De uppmätta halterna i Stockholm har jämförts med biologiska gränsvärden för att bedöma om de utgör en potentiell risk för ekosystemen. För att se ifall biologiska effekter av PAH har kunnat observeras i Stockholmsområdet har studier på effekter i fisk sammanställts. Studier från andra områden med höga halter PAH diskuteras för att se om kopplingar mellan PAH i sediment och statusen hos bottenfaunan kunnat göras.

En sammanställning av tillgänglig ekotoxikologisk data har genomförts för att utreda vilka effekter som kan förväntas på bottenlevande organismer vid exponering för PAH. PAH är en grupp med flera hundra olika substanser och två stycken har valts ut för att representera gruppen i denna studie. De kemiska egenskaperna hos PAH varierar med molekylvikten och därför har en högvikts PAH, benzo(a)pyren och en lågvikts PAH, fenantren, valts ut. Båda dessa substanser finns i halter över biologiska effektvärden i sediment i stockholmsområdet och kan förväntas ha effekter på organismer där. Benzo(a)pyren har valts för att den anses vara mycket toxisk och fenantren p.g.a. den stora mängd data som finns tillgänglig. I sammanställningen har endast studier med exponering via sediment inkluderats. Mycket data finns även med vattenexponering av PAH men eftersom PAH:erna har låg löslighet i vatten är detta en mindre ekologiskt relevant exponeringsväg. Data har främst sökts genom databasen web of science.

En screening över tillgänglig data på bottenfauna i östra Mälaren och Saltsjön samt referensplatser längre ifrån staden har genomförts. Statusen hos bottenfaunan i de identifierade områdena med höga halter har studerats och jämförts med referensområden längre ut ifrån Stockholm där halterna antas vara lägre. För att karaktärisera de utvalda områdena beskrivs faktorer som tillrinningsområde, förekomst av anda substanser samt syrehalt.

Mot denna bakgrund diskuteras de ekologiska riskerna med de uppmätta halterna PAH i Stockholmsområdet samt eventuella kopplingar till observerade effekter på bottenfaunan.

Bakgrund

Polycykliska aromatiska kolväten

Kemiska egenskaper
Polycykliska aromatiska kolväten(PAH) är en stor grupp kolväten. De består av benzenringar som är sammankopplade med varandra i en plan struktur. Den minsta substansen i gruppen, naftalen, består av två benzenringar men PAH:erna kan ha fler än tio benzenringar. Detta innebär att storleken och vikten på molekylerna varierar mycket mellan olika PAH(Perhans, 2003). Substanserna delas ofta upp i lågvikt(152-l 78 g/mol), mellanvikt(202 g/mol) och högvikt(228-278 g/mol) PAH:er(U.S. HHS, 1995). De PAH:er som bedöms kunna tas upp i organismer och därmed är relevanta vid ekologiska riskbedömningar har upp till sju benzenringar(Naturvårdsverket, 2007a). Egenskaper som vattenlöslighet och persistents varierar mellan olika PAH:er och visar ett linjärt samband med molekylvikten. Naftalen har en vattenlöslighet på 31mg/l och lösligheten minskar sedan med ökande molekylvikt och tyngre PAH:er med c:a fem benzenringar är i princip olösliga i vatten(Naturvårdsverket, 2007a). Fördelningskoefficienten mellan vatten och oktanol(Kow) varierar mellan olika PAH:er men samtliga hamnar inom intervallet för vad som anses som fettlösliga ämnen. PAH:er är persistenta ämnen i miljön och persistensen ökar med ökande molekylvikt. PAH:erna kan dock brytas ner vid exponering för ljus och många organismer kan effektivt bryta ner ämnena(Perhans, 2003).

Källor och spridning i den akvatiska miljön
Källor till PAH:er i miljön kan vara antingen pyrogena(bildas vid förbränning) eller peterogena(från olja). Små mängder PAH finns naturligt i miljön till följd av t ex skogsbränder men den största delen av de PAH:er som finns i miljön idag är av antropogent ursprung(Hylland, 2006). En betydelsefull källa är förbränning av fossila bränslen dels i trafiken dels inom industrin eller vid uppvärmning av hus(Hellebuyck et. al., 2002). Peterogena PAH:er kan läcka ut i miljön vid oljespill eller med avrinning från trafikerade vägar. PAH:er finns även i däck och i asfalt och frisätts vid slitage(Hellebuyck et. al., 2002). Kreosot är en biprodukt vid koksframställning och består huvudsakligen av PAH:er med låg molekylvikt. Kreosot har använts som träimpregneringsmedel och är ofta en punktkälla till PAH i miljön(Neilson, 1998).

PAH:er kan hamna i vattnet med avrinnig eller genom deposition på vattenytan. Eftersom alla PAH:er har relativt låg löslighet i vatten binder de generellt till partiklar och sedimenterar. Eftersom PAH:er med olika molekylvikt har olika egenskaper skiljer sig deras fördelning i miljön. Högvikts PAH:er har högre affinitet att binda till sediment än lågvikts PAH:er som har större, om än begränsad, möjlighet att finnas i vatten(Neilson, 1998).

Eftersom de sedimenterar relativt snabbt samlas mycket av PAH:erna i sediment nära utsläppskällan. Vid haltmätningar har man kunnat observera gradienter med exponentiellt minskande halter bort från källan(Hellebuyck et. al., 2002). PAH:erna binder främst till organiska partiklar och sediment med hög organisk halt kan innehålla stora mängder PAH.

Eftersom PAH:erna är persistenta kan de stanna kvar i sedimenten i flera år och höga halter kan ansamlas(Neilson, 1998).

Biotillgänglighet och ackumulering i organismer

När PAH:er är bundna till pariklar i sediment minskar deras biotillgänglighet. Hur hårt PAH:erna är bundna beror på en rad faktorer inklusive mängden organiskt material i sedimentet, partiklarnas storlek och lösligheten hos ämnet(Hellebuyck et. al., 2002). PAH:er med pyrogent ursprung är ofta bundna till sotpartiklar, vilket har visat sig minska biotillgängligheten avsevärt. Petrogena PAH:er är däremot mer biotillgängliga för många organismer(Hylland, 2006). Upptag av PAH:er beror till stor del på organismens levnadssätt och födointag. Organismer som lever i sedimenten eller filtrerar stora mängder partiklar exponeras för PAH:er bundna i sediment. Eftersom PAH:erna är fettlösliga har de potential att bioackumuleras(Naturvårdsverket, 2007a). Många organismer har effektiva system för att bryta ner PAH och de ackumulerar därför inte så höga halter. Nedbrytningsförmågan varierar dock mycket mellan olika arter. Alla predatorer bryter effektivt ner PAH och därför sker ingen biomagnifiering(Hylland, 2006).

Toxicitet

PAH:er är toxiska mot organismer genom flera olika mekanismer. PAH:er kan ha en ospecifik toxicitet genom att inkorporeras i membran och störa deras funktion. Denna typ av toxicitet utvecklas under relativt kort tid i organismer och effekter kan ses i korta akuta tester. Många PAH:er är genotoxiska och kancerframkallande. De kancerogena PAH:erna är inte toxiska i sin ursprungliga form. De aktiveras vid metabolisk nedbrytning i organismer då reaktiva nedbrytningsprodukter bildas som kan binda till stora proteiner och DNA. Studier har även visat att PAH:er kan ha en hormonstörande effekt. Genotoxiska och hormonrelaterade effekter kan ta lång tid att utvecklas och märks först vid kronisk exponering. Generellt har PAH:er med låg molekylvikt mer ospecifik toxicitet medan tyngre PAH är toxiska genom specifika mekanismer(Neilson, 1998).

Organismers förmåga att metabolisera PAH påverkar toxiciteten av PAH:er. Organismer som har effektiv nedbrytning av PAH kan eliminera substanserna fortare, vilket leder till lägre koncentrationer i organismen och därmed mindre risk för interaktion med biologiska membraner. Samtidigt kan en effektiv metabolisering aktivera kancerogena PAH:er och öka denna typ av toxicitet. Detta gör att sambanden mellan halter av PAH i organismer och toxiciteten är komplexa(Neilson, 1998).

Källor till och halter av PAH i sediment i Stockholmsområdet

Haltmätningar i sediment i Stockholmsområdet har utförts vid flera tillfällen(Östlund et. al. 1998, Sternbeck et. al., 2003, SGU 1998, SGU 2007 och Broman et. al. 2001). Halterna i de olika undersökningarna är likartade och verkar inte ha förändrats särskilt mycket mellan 1997 och 2007. I en IVL rapport som undersökte om halterna hade ändrats mellan 1997 och 2002 kunde man inte hitta någon signifikant förändring i halterna(Rahmberg et. al., 2004). Värden

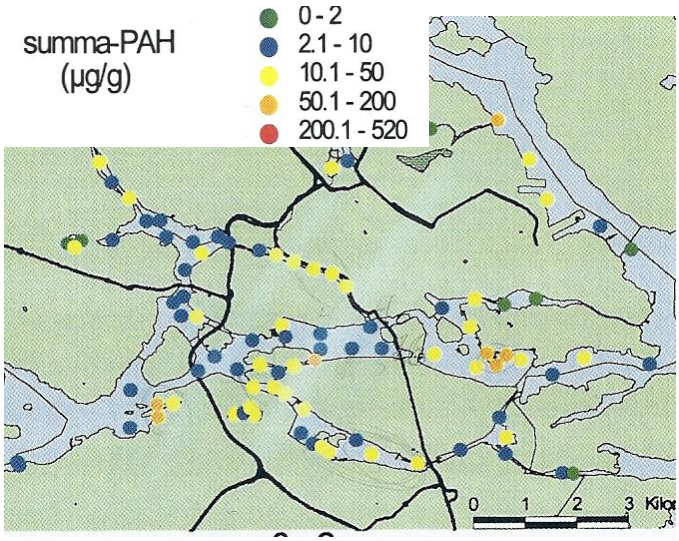
från samtliga undersökningar behandlas därför tillsammans även om de är tagna olika år. I dessa undersökningar har summan av de 16 PAH:er som finns med på US-EPA prioriteringslista mätts och halterna som presenteras nedan är summan av dessa 16 substanser. Samtliga mätningar har visat på höga halter nära centrala Stockholm och avtagande halter längre ut från staden. Data från SGU har lagts in i en karta och presenteras i Figur 1. Kartor från Östlund et. al.(1998) och Sternbeck et. al.(2003) visas i Figur 2 respektive 3.

Flera olika källor bidrar till de förhöjda halterna av PAH i sedimenten i Stockholm. Studier har pekat ut förbränning av fossila bränslen både från trafiken och från uppvärmning som den största källan. Däckslitage och asfalt bidar även i de centrala delarna av Stockholm (Hellebuyck et. al., 2002). PAH:er kommer även från punktkällor som det nedlagda Klaragasverket och från hamnverksamhet(Hellebuyck et. al., 2002).

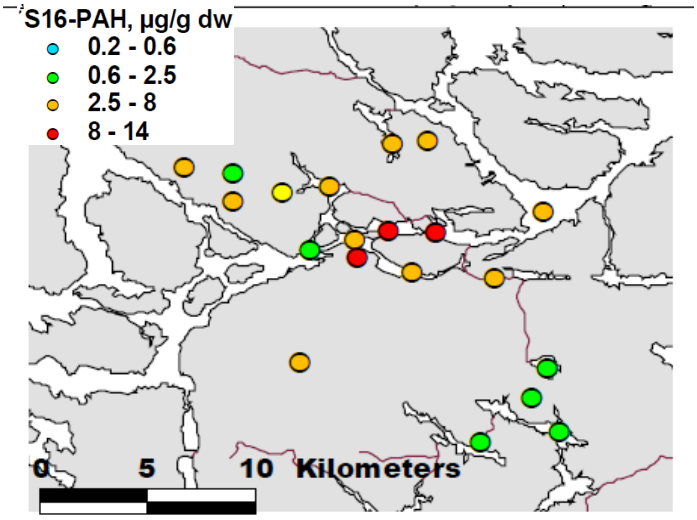
Halterna i Skärgården visar en tydlig minskning med avstånd från staden. Nära Slussen ligger halterna mellan 11mg/kg ts och 14mg/kg ts. Mycket höga värden(70 och 77 mg/kg ts) har uppmätts vid Beckholmen(Östlund et.al., 1998). Detta skulle kunna förklaras med varvsverksamheten på Beckholmen. Även i Värtan är halterna förhöjda och ligger på 6,2 och 8 mg/kg ts enligt SGU 2003. Östlund et.al.(1998) rapporterar extremt höga halter(130mg/kg ts) vid en punkt nära Husarviken, vilket antyder att det finns en punktkälla där. Öster och norr om Lidingö avtar halterna till mellan 2,1 mg/kg ts och 2,5 mg/kg ts(SGU och Sternbeck et. al. 2003). Längre ut i skärgården är halterna låga, under 1 mg/kg ts(Sternbeck et. al., 2003).

Haltmätningar i östra Mälaren visar att halterna i sediment är höga i de mest centrala delarna för att sedan minska något längre ut från staden. Framförallt Årstaviken och Barnhusviken, men även Riddarfjärden har höga halter. Generellt ligger de uppmätta halterna i Riddarfjärden på mellan 4 och 12 mg/kg ts. Högre halter har uppmätts vid två punkter; vid Mälarvarvet, Riddarfjärdens enda miljöfarliga verksamhet(88 mg/kg ts) och i närheten av Rålambshovsparken(23 mg/kg ts) (Östlund et. al. 1998). Halterna i sedimentfällmaterial från Riddarfjärden ligger mellan 5,69 och 7,22 mg/kg ts(Broman et. al., 2001). Mycket höga halter har uppmätts i Årstaviken, framförallt i östra delen där halterna ligger på 13 och 51 mg/kg ts. I de västra delarna har halter på mellan 6,7 och 12 mg/kg ts uppmätts(Östlund et. al., 1998). 2003 uppmättes halter på 7 mg/kg ts i centrala Årstaviken(Sternbeck et. al.2003). I Barnhusviken är halterna genomgående höga, mellan 17 och 32 mg/kg ts och Karlbergssjön har markant lägre halter(5,3 till 12mg/kg ts) (Östlund et. al., 1998).

Figur 1. Halter av summa 16 PAH i sediment (mg/kg ts) från SGU 2007 och SGU 1998
Källa: Google Earth, samt halter från SGU 2007 och 1998



Figur 2: Halter av summan av 16 PAH i sediment (mg/kg ts). Karta från Östlund et. al. 1998



Figur 3: Halter av summan av 16 PAH i sediment (mg/kg ts). Karta från Sternbeck et.al. 2003

Biologiska effektgränser för PAH i sediment

Flera olika studier har tagit fram biologiska gränsvärden som anger vilka koncentrationer i sediment som kan förväntas ge biologiska effekter. För att bedöma den potentiella risken av de halter som uppmätts i Stockholmsområdet har dessa jämförts med biologiska gränsvärden utvecklade av McDonald et. al.(2000). MacDonald utvecklade konsensusbaserade effektgränser för PAH i sediment för sötvattenmiljö med hjälp av tidigare utvecklade värden. Dessa testades sedan mot existerande matchande kemiska och biologiska data och visade sig väl kunna förutse toxicitet. Tröskelvärdet, under vilket biologiska effekter är osannolika(TEC) för summan av 10 PAH var 1,61mg/kg ts och PEC, över vilket biologiska effekter är troliga var 22,8 mg/kg ts. För att jämföra med halterna i Stockholm räknades summan av dessa 10 substanser ut för Mälarlokalerna i Sternbeck et. al. 2003(Tabell 1). Summan av de 10 substanserna ligger mellan TEC och PEC.

Tabell 1:summan av 10 PAH i sötvattenslokaler, IVL 2003

Område	Summan av 10 PAH (mg/kg ts)
Essingen	1,89
Reimersholme	3,52
Riddarfjärden	8,02
Ulvsundasjön	2,39
Årstaviken	4,28

Upptag och effekter av PAH i organismer i Stockholmsområdet

Upptag av PAH i musslan *Dreissena polymorpha* har undersökts i en studie av institutet för tillämpad miljövetenskap(Lithner et. al., 2001). Musslorna togs från ett referensområde och placerades ut i en gradient från centrala Stockholm och västerut i Mälaren. Musslor placerades även ut i en punkt i Saltsjön och vid en referenspunkt i Stäket. Halterna i musslorna reflekterade halterna i sedimentet. Bioackumuleringsfaktorerna(BAF), uträknade som halter i musslor delat med halter i sedimentfällmaterial efter Broman et. al.(2001), för individuella PAH var dock låg. Generellt var BAF lägre för PAH:er med högt Kow. Författarna föreslår att detta kan vara eftersom PAH:er med högt Kow värde binder starkt till sediment, vilket minskar biotillgängligheten.

Biologiska tester på regnbågslarver utfördes med extrakt från sedimentfäll material från Riddarfjärden, Kastellholmen och Klubben 96/97 97/98 och 98/99(Åkerman et al, 2001). Halterna PAH i sedimentfällmaterialet var runt 16 mg/kg ts i Kastellholmen, runt 7 mg/kg ts i Riddarfjärden och 2,5 mg/kg ts vid Klubben. Extrakten injicerades direkt i nybefruktade ägg. Man kunde visa en stark påverkan på både mortalitet och missbildningar på samtliga

stationer. Man kunde även observera ökad EROD(Ethoxyresorufin-O-deethylase) aktivitet. EROD är en indikatorsubstans för de metaboliseringssystem som kan aktiveras av b. la. PAH. Effekterna uppvisade dos-respons samband och var tydligast för de mer förorenade sedimenten. Efter fraktionering av föroreningarna konstaterades att den polyaromatiska fraktionen stod för en stor del av toxiciteten medan den diaromatiska hade förvånansvärt liten påverkan(Åkerman et al, 2001). För att undersöka hur stor del av toxiciteten som kunde härledas till de 16 PAH:er som anses som prioriterade enligt US EPA testades en syntetisk mix av dessa PAH, i samma koncentrationer som uppmätts i sedimentet. Endast 4 % av toxiciteten kunde härledas till dessa substanser, vilket visar att andra PAC(polyaromatiska föreningar) än de som vanligtvis analyseras hade en stor effekt(Sundberg et. al., 2006).

Abrahamsson et. al.(2007) undersökte EROD induktionen i regnbåge som placerats i burar i Värtan, Trekanten och Ulvsundasjön. Man kunde se induktion av EROD på alla platser inklusive studiens referensplats. Högst induktion observerades i Trekanten där halterna av PAH också är högst. Hanson et. al.(2006) utförde undersökningar av aborre provtagna i en gradient från centrala Stockholm och dels västerut i Mälaren och dels Österut i Skärgården. Aborren hade förhöjd EROD aktivitet och förhöjt antal DNA-addukter i centrala Stockholm, i Riddarfjärden och Saltsjön.

Observerade effekter av kontaminerade sediment på andra platser

Försök har gjorts för att koppla ihop uppmätta halter av PAH i sedimenten med tillståndet hos bottenfaunan på olika platser. Bottenfaunans sammansättning undersöktes i en studie från en Norsk fjord där man identifierat höga(16mg/kg ts) halter PAH nära ett smältverk och en gradient med minskande halter längre ut i fjorden(NÆS et.al., 1999). Studien visade begränsade effekter på bottenfaunan och man observerade istället en rik bottenfauna. Närmast smältverket sakandes dock echinodermer, vilket verkade bero på effekter av PAH. De biomarkörer man undersökte i bottenlevande organismer kunde inte påvisa effekter av PAH. I denna studie föreslog författarna att en stor del av PAH:erna var bundna till sotpartiklar i sedimenten och därför inte var tillgängliga(NÆS et. al., 1999). Utanför Sundsvall uppmättes mycket höga halter PAH i sedimenten(210 till 14mg/kg ts) i en gradient från ett aluminiumsmältverk(Näf och Broman, 1994). Undersökningar på amfipoden *Monoporeia affinis*, insamlade vid olika avstånd från smältverket, visade minskat antal ägg per hona och ökat antal missbildade ägg och embryon i närheten av smältverket. Dessa effekter tros vara orsakade av föroreningar i området men eftersom det fanns flera olika källor till föroreningar och flera substanser i sedimenten kunde man inte direkt koppla effekterna till specifika substanser(Ericson et al, 1996).

Sedimenten i urbana områden innehåller en komplex sammansättning av olika föroreningar och en direkt koppling mellan PAH och effekter kan sällan stärkas. Beasley och Kneale(2002) analyserade ett dataset med halter PAH i sedimenten samt sammansättning av bottenfaunan i 62 sötvattenlokaler i Storbritannien. Lokalerna var påverkade av olika aktiviteter; motorvägsavrinning, bostadsområde, industri och opåverkade områden. Man

identifierade *Trichoptera*(nattsländor) och *Ephemeroptera*(dagsländor) som känsliga för PAH och metallföroreningar men kunde inte särskilja effekter av enbart PAH.

För att se effekterna av enbart PAH exponering kan områden där PAH är den huvudsakliga föroreningskällan undersökas. I Austin, Texas, genomfördes en studie på effekter av PAH:er genererade från parkeringsplatser täckta med stenkoltjära i en urban ström. Man observerade förhöjda halter nedstöms från källan jämfört med uppströms. Vid kemisk analys av sedimenten kunde man visa att halter av andra miljögifter var låga och PAH:erna var de dominerande substanserna. Detta gjorde det möjligt att knyta de effekter man observerade i bottenfaunan till PAH. Artrikedomen och densiteten minskade båda nedströms utsläppet. Chironomidae(fjärdermygglarver) minskade nedströms och det gjorde även skalbaggen *Stenelmis*, amfipoden *Hyallela* och snigeln *Physa.* Dag och nattsländor minskade också, vilket är förväntat eftersom dessa arter är generellt känsliga mot föroreningar. Den enda grupp som hade en positiv respons till PAH var Oligochaeta(fåborstmaskar). Dessa effekter kunde ses i strömmar även om halterna i 3 av de 5 undersökta strömmarna var under PEC på 22,8 mg/kg ts(Scoggins et al, 2007).

Effekter av fenantren och benzo(a)pyren på bottenlevande organismer

Fenantren

Fenantren är en av de PAH:er som endast är toxiskt genom icke specifika mekanismer. Substansen har en relativt låg molekylvikt(178,2 g/mol) och har en löslighet i vatten på 1,3 mg/l(Perhans, 2003). TEC för fenantren enligt Mcdonald et. al.(2000) är 0,204 mg/kg ts och PEC ligger på 1,17 mg/kg ts. Halterna av fenantren i sediment i Stockholm ligger generellt mellan TEC och PEC. Halterna är lägre än TEC endast i enstaka punkter och överstiger PEC i de punkter där mycket höga summa PAH har uppmätts, t ex vid Mälarvarvet och i östligaste Årstaviken. Effektstudier med sedimentexponering av fenantren har utförts på amphipoder, copepoder, chironomider och oligochateer(Tabell 2).

Tabell 2. Effektvärden för bottenlevande invertebrater vid av exponering för sedimentbundet fenantren.

Ording ***Art***	**Exponerings-tid(dagar)**	**Effekt**	**Värde**	**Referens**
Amphipoda				
Hyalella azteca	10d	LC50	>333 mg/kg ts	Gust(2004)
	10d	OE (growth)	57 mg/kg ts	Gust(2004)
	14d	LC50	20 mg/kg ts	G. Verrhiest, et. al(2001)

Oligochaeta				
Lumbriculus variegatus	28d	EC50 (antal avkomma	476 micro mol/kg ts	Léon Paumen et. Al.(2008)
Ilyodrilus templetoni	10d	LC50	>450 mg/kg ts	Gust och Fleeger,(2005)
	10d	OE(feeding rate)	112 mg/kg ts	Gust och Fleeger,(2005)
Copepoda				
Schizopera knabeni	4d	LC50	440 mg/kg ts	Fleeger et al(2007)
	10d	LC50(honor)	345 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
	10d	LC50(hanar)	349 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
	10d	LC50(copepoditer)	172 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
	10d	LC50(nauplii)	84 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
Nitocra lacustris	10d	LC50(honor)	105 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
	10d	LC50(hanar)	72 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
	10d	LC50(copepoditer)	43 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
	10d	LC50(nauplii)	71 mg/kg ts	Lotufo och fleedger(1997)
Diptera				
Chironomus riparius	10d	LC50	13,63 till 15,38 mg/kg ts	G. Verrhiest, et. Al.(2001)
	28d	LC50	597-841micro mol/kg.	Paumen et al(2008)

OE= Observerad effekt
LC50= koncentration som ger 50% mortalitet
EC50= koncentration som ger 50% respons

Benzo(a)pyren

Benzo(a)pyren (BaP) är en av de kancerframkallande PAH:erna och anses vara mycket toxisk. BaP har en relativt hög molekylvikt och mycket låg löslighet i vatten(Neilson, 1998). TEC i sötvatten ligger på 0,15 mg/kg ts och PEC ligger på 1,45 mg/kg ts(Macdonald et al, 2000). Halterna i Stockholm ligger generellt mellan TEC och PEC men överskrider punktvis PEC. Samtliga haltmätningar i vatten i Stockholm visade värden under detektionsgränsen. BaP blir toxiskt efter metabolisk aktivering i organismer och olika organismers förmåga att metabolisera BaP påverkar toxiciteten. Studier har undersökt metabolismen av BaP hos olika evertebrater och resultaten visar att den skiljer sig starkt mellan olika organismer. Nedbrytningsförmågan hos nära besläktade arter varierar mycket, t ex visar två arter av annelider 7 respektive 96 % metabolisering(McElroy et. al., 2000). Stora skillnader har även dokumenterats mellan olika arter av polychaeter, bivalver och amfipoder(Rust et. al., 2004). Sedimentbunden exponering har utförts på en isopod och en amfipod(Tabell 3).

Tabell 3. Effektvärden för bottenlevande invertebrater vid av exponering för sedimentbundet BaP.

Ording art	Exponerings-tid	Effekt	Värde	Referens
Amphipoda				
Ampelisca abdita	10d	LC50	>1,28mg/kg ts	Fay et al(1999)
Isopoda				
Asellus aquaticus	32d	LC50	>70mg/kg ts	Peeters et al(2000)

LC50= koncentration som ger 50% mortalitet

Sedimentbunden exponering av BaP för amphipoden *Ampelisca abdita* visade ingen akut toxicitet(10d). Detta kunde bero dels på att arten inte visade någon metabolisering av BaP. Den högsta halten om testades låg dessutom under PEC. Vid 32 dagars exponering av sedimentbundet BaP i en koncentration på 70mg/kg, med isopoden *astellus aquaticus* kunde ingen mortalitet eller effekt på tillväxt observeras, men organismerna i BaP exponeringen rörde sig långsammare än i kontrollen.

Bottenfaunans tillstånd i områden med höga halter PAH och referensområden

En undersökning av bottenfaunan i östra Mälaren utfördes hösten 1995(Stehn och Dromberg, 2000). Data på artsammansättning och biomassa insamlades och för att analysera data användes ett par olika index. Shannonindexet är ett mått på diversitet baserat på arternas relativa förekomst(Stehn och Dromberg, 2000). ASPT(Average Score Per Taxon) är ett index som mäter den relativa förekomsten av familjer som är tåliga alternativt känsliga mot olika typer av störning. Indexet är ett mått på den ekologiska statusen och graden av påverkan(Naturvårdsverket, 2007b). Man använder även Danskt fauna index(DFI) och

Oligochaet/Chironomid(O/C) index för att beräkna graden av eutrofiering. För varje index räknas ett värde ut som sedan jämförs med jämförvärden för den region området befinner sig i för att identifiera eventuella avvikelser. Generellt visade undersökningen en för Mälaren normal bottenfauna som liknade faunan i västra Mälaren. Man kunde dock observera att faunan var mer påverkad öster om Essingeleden än längre västerut i undersökningsområdet(Stehn och Dromberg, 2000). I Stockholms skärgård, inkluderat Saltsjön, utförs årligen bottenfaunaundersökningar. Istället för ASPT indexet använder man i Saltsjön BQI index som även det mäter förekomst av tåliga och känsliga arter. Statusen i innerskärgården är generellt måttlig till dålig men stiger hela tiden(Stockholm vatten, 2008).

Bottenfaunans sammansättning och status presenteras nedan för områden med höga halter av PAH. Bottenfaunan i områden där halterna av PAH antas vara lägre beskrivs också för att möjliggöra jämförelser. Andra faktorer som tillrinningsområdets karaktär, andra föroreningar i området samt syrehalter presenteras också för varje område.

Riddarfjärden

Utflödet från Mälaren mot Saltsjön går via Riddarfjärden och vattenomsättningen är därför snabb. Området omges av tät bebyggelse och c:a 30 % av avrinningsområdet består av vägar, spårområden och parkeringsplatser. 5 km av vägarna i tillrinningsområdet trafikeras med mer än 20 000 fordon om dagen. Mälarvarvet, beläget på östra Långholmen, är avrinningsområdets enda miljöfarliga verksamhet. Förutom höga halter PAH är halterna av kvicksilver och koppar höga. Mycket höga halter av PCB har också uppmätts(Faktaunderlag Riddarfjärden, 2000). Syrehalten är hög under våren, fram till maj(c:a 12 mg/l) men sjunker sedan och syrefria förhållanden kan förekomma under sensommaren. Under hösten, från och med oktober, höjs halten igen(c:a 8 mg/l)(Lännegren, 2002).

Riddarfjärden hade 1995 en god diversitet enligt shannon-index och en måttlig till stor avvikelse från jämförvärdet i ASPT-index. Riddarfjärden var det område där störst antal djur hittades. Fjädermygglarver(chironomidae) och fåborstmaskar(oligochaeta) dominerade bestånden. Bivalver, musslor och vattenkvalster hittades i både östra och västra delarna. Ett fåtal dagsländor fanns i västra Riddarfjärden men de saknades helt i de östra delarna. Även amfipoder saknades i de östra delarna(Stehn och Dromberg, 2000).

Årstaviken

Årstaviken är ett ganska begränsat vattenområde med långsam vattenomsättning vilket gör området känsligt för förorening. Ett visst saltvatteninflöde från Hammarbyslussen sker. Området tar emot avrinning från högt exploaterade områden som Västberga industriområde där en hel del miljöfarlig verksamhet finns. 20 % av tillrinningsområdet utgörs av vägar, spårområden och parkeringsplatser. 10 km hårt trafikerade vägar finns inom tillrinningsområdet. Flera hamnar för fritidsbåtar finns runt hela Årstaviken. Höga nivåer av både metaller och organiska miljögifter har uppmätts i Årstaviken (Faktaunderlag Årstaviken, 2000). Syrehalten i bottenvattnet i Årstaviken är hög(c:a 14 mg/l) under våren för att sedan anta låga värden under augusti och september. Under hösten stiger syrehalten stegvis upp till c:a 12 mg/l(Lännegren, 2002).

I Årstaviken återfanns 10 arter, vilket är lågt jämfört med det övriga undersökningsområdet. Shannonindex visade normala värden för Årstaviken men en tydlig

avvikelse i ASPT index observerades i östra delen och stor avvikelse i västra delen. Oligochaeta och chironomidae var de vanligaste arterna. En del musslor, snäckor och vattenkvalster fanns också i området men de var betydligt mer vanliga i västra än i östra delarna(Stehn och Dromberg, 2000).

Barnhusviken och Karlbergsjön

Vattenområdet mellan Karlbergskanalen och Klara sjö är ett smalt och grunt vattenområde med ett medeldjup på 2,8 m. Inom tillrinningsområdet finns mycket spårbunden trafik samt hårt belastade vägar. Stockholms centralstation finns inom avrinningsområdet. På 1920 talet fanns flera industrier som t ex Klaragasverket vid Barnhusviken. Dessa industrier släppte ut bl.a. kreosot, vilket fortfarande hittas i stora mängder i sedimenten. Syrehalten i bottenvattnet är hög. Mycket höga halter av kvicksilver och koppar finns i sedimenten, framförallt i Barnhusviken men även i Karlberssjön(Faktaunderlag Karlbergskanaler – Klara sjö, 2000).

I Barnhusviken var artantalet mycket lågt, endast fem arter och även biomassan var låg. Bottenfaunan domineras helt av fåborstmaskar. Till skillnad från de andra områdena var chironomidae relativt fåtaliga. Man hittade också en del musslor och ett fåtal nattsländelarver. Shannon index är mycket lågt och klassas som tydlig avvikelse från jämförvärdet. ASPT indexet indikerar en stor andel tåliga arter, även här en tydlig avvikelse. Stora skillnader observerades mellan Karlbergssjön och Barnhusviken. Shannonindex i Karlbergssjön visar ingen eller liten avvikelse medan ASPT visar en tydlig avvikelse från jämförvärdet. Artantalet var betydligt högre i Karlbergssjön, runt 20 st arter. Oligochaeta dominerade men chironomidae var betydligt mer vanliga än i Barnhusviken(Stehn och Dromberg, 2000).

Centrala Mälaren

Bottenfaunaundersökningar utförs i centrala Mälaren mellan Görväln och Granfjärden varje år. Halterna i dessa områden antas vara lägre än i de Stockholmsnära delarna av Mälaren. ASPT och shannon index har här endast räknats ut för litoralfaunan. Eftersom litoralfaunan inte har prov tagits i östligaste Mälaren kan ingen jämförelse mellan index göras. Sublitoralfaunan i centrala Mälaren varierar mellan olika områden men Oligochaeta och Chironomidae dominerar bestånden i de flesta områdena. Profundalfaunan domineras även den av Oligochaeta. I två stationer(Björkfjärden och Görväln) är en stor del av faunan vitmärla(*Monoporeia affinis*) och denna art finns vid alla punkter. Ett samband mellan stort antal vitmärlor och ett litet antal chironomidae och tvärtom har observerats(Wallin et. al. 2000)

Saltsjön

Saltsjön har ett relativt litet tillrinningsområde och en stor del av utgörs av naturmark, framförallt på Djurgården. En del trafikerade vägar finns inom tillrinningsområdet men i övrigt är belastningen från avrinning relativt liten. Saltsjön tar emot stora mängder vatten från Mälaren. Saltsjön är ett hamnområde med hög båttrafik. Bromma och Henriksdals reningsverk har sina utlopp i Saltsjön. Syrehalterna i bottenvattnet är goda ner till 24 m djup men kan bli mycket låga i bottenvattnet på hösten(Faktaunderlag Saltsjön, 2000).

BQI i inre delen av skärgården(söder och väster om Lidingö) hade under 1990-talet status Dålig men har förbättrats något under 2000 talet och klassas nu som Otillfredsställande.

De dominerande arterna vid 2008 års undersökning var havsborstmasken *Marenzelleria sp* och skorven(*Saduria entomon*). Man hittade utöver dessa *Chaoborus flavicans, Gamarus salinus* och *oligochaeta* och det totala artantalet var 5 arter(Stockholm vatten, 2008).

Skärgården öster om Lidingö
I skärgården närmast öster om Lidingö är halterna av PAH betydligt lägre än i de mer centrala delarna. BQI index har sedan 1998 klassats som måttlig. I områdena närmast Lidingö står *Marenzelleria* för den största delen av biomassan, c:a 77%, följt av *Macona Baltica*(c:a 20 %). Längre västerut blir *M. baltica* vanligast. Artantalet varierar mellan fem och åtta arter(Stockholm vatten, 2008).

Diskussion

Halterna av PAH i sediment nära Stockholm är kraftigt förhöjda jämfört med bakgrundshalter och avtar med avståndet från staden. Ett par punktkällor ger mycket höga halter vid specifika punkter. Inom varje bassäng kan halterna variera betydligt men när samtliga tillgängliga mätdata sammanställs kan man få en bra bild av belastningen. Halterna har varit förhöjda länge, redan 1985 uppmättes höga halter i innerskärgården(Broman et. al., 1988). Eftersom PAH:er kan finnas kvar i sediment i flera år och substanserna fortfarande släpps ut i miljön kommer halterna av PAH fortsätta vara höga. Eventuella biologiska effekter av PAH i sediment kommer därför att påverka ekosystemen en lång tid framöver. Några bassänger har kunnat identifieras som mer belastade än övriga områden. Dessa är främst Barnhusviken, Årstaviken och Saltsjön men även Riddarfjärden har höga halter PAH. Att Riddarfjärden generellt har lägre halter än Årstaviken och Barnhusviken kan bero på det höga vattenflödet som finns i Riddarfjärden.

En indikation om den biologiska risken med de uppmätta halterna av PAH i Stockholm kan fås genom jämförelse med biologiska gränsvärden. Halterna i Stockholm har jämförts med konsensusbaserade gränsvärden för sedimentbundna PAH i sötvattensmiljö efter Macdonald et. al. 2000. Även områdena i skärgården har jämförts med dessa gränsvärden trotts att de är utvecklade för sötvatten. Eftersom skillnader i känslighet mellan söt och saltvattensorganismer kan finnas vore det önskvärt att använda marina gränsvärden för saltvattenslokalerna. De aktuella gränsvärdena ger dock en indikation om risken även i saltvattenmiljöer. Nära Stockholm ligger halterna av fenantren och benzo(a)pyren samt för summan av 10 PAH:er mellan TEC(under vilket biologiska effekter är osannolika) och PEC(över vilket biologiska effekter är troliga). Detta indikerar att det finns en risk för biologiska effekter av de uppmätta halterna PAH i sedimenten i Stockholm.

Endast den del av substanserna som är biotillgänglig utgör en risk för ekosystemen. Egenskaperna hos sedimenten och källan till PAH:erna påverkar hur starkt de binder till sedimenten och därmed hur biotillgängliga de är. Risken hos sedimentbundna PAH:er är därför till viss utsträckning specifik för varje plats och sedimentsammansättning. I Stockholm har halter i musslor visat att en del av PAH:erna är biotillgängliga. Upptaget av PAH:er med hög molekylvikt var dock lågt vilket indikerar att dessa substanser är mindre biotillgängliga.

Studier på biomarkörer i fisk utsatta i burar och fångade i fält i Stockholm antyder också exponering av organiska miljögifter och en del av substanserna måste vara tillgängliga för fisk. Studier på extrakt från sediment, injicerade i regnbågslarver visar att substanserna i sedimenten är toxiska men eftersom de blev direkt injicerade i organismerna kan biotillgängligheten inte bedömas från detta.

Att göra en bedömning av förväntade effekter av PAH på akvatiska evertebrater baserat på ekotoxikologiska studier är komplicerat eftersom PAH är en stor grupp med många olika substanser. Dessa ämnen har olika toxicitetsmekanismer och organismer är olika känsliga mot olika substanser. Nära besläktade organismer kan ha mycket olika förmåga att bryta ner PAH:er vilket gör att man bör extrapolera mellan arter med försiktighet. De substanser som valts ut i denna rapport representerar både ospecifika(fenantren) och specifika(benzo(a)pyren) mekanismer men dessa substanser kan inte helt representera den heterogena grupp som PAH är. Effekter av sedimentbundet fenantren har observerats i flera akvatiska evertebrater. Stora skillnader i metod för sedimentspikning finns dock finns mellan studier. Detta verkar ha påverkat resultaten mycket. Skillnader i storleksordning på effektvärden kan observeras mellan olika studier men inte mellan olika organismer. T ex rapporterade G. Verrhiest, et. al.(2001) 14 dagars LC50 för amfipoden *Hyalella* på 20 mg/kg ts och 10 dagars LC50 hos *Chironomus* på 13 till 15 mg/kg ts, medan studier av Gust (2004) och Gust och Fleedger(2005) inte visade någon mortalitet hos varken *Hyalella* eller oligochaeten *Ilyodrilus templetoni* under 10 dagars test upp till 333 respektive 450 mg/kg ts. Verrhiest använde artificiellt sediment och relativt kort kontakttid mellan fenantren och sedimentet, medan Gust använde naturligt sediment och längre kontakttid. Det går alltså inte att bedöma vilka organismer som är känsliga eller tåliga utifrån dessa data. För att detta skulle vara möjligt skulle det krävas en standardiserad metod för sedimentspikning och egenskaper hos sedimentet. För benzo(a)pyren har för få undersökningar med sedimentexponering för evertebrater genomförts för att kunna dra slutsatser. För att säga något om arters relativa känslighet med den toxicitetsdata som finns tillgängligt idag kan en sammanställning av vattenexponeringsdata göras. Detta är dock mindre ekologiskt relevant.

Bottenfaunans tillstånd i östligaste Mälaren har undersökts vid ett tillfälle 1995. Redan då var halterna PAH i sedimenten höga och effekter på bottenfaunan skulle kunna kopplas till effekter av PAH. Resultaten indikerade att de stadsnära områdena var mer påverkade än undersökningens mer västliga delar. De områden som hade minst antal arter var Barnhusviken och Årstaviken där halterna av PAH också var högst. Dessa effekter skulle kunna kopplas till exponering för PAH men även andra föroreningar som metaller och PCB kan vara orsaken. I Barnhusviken dominerade oligochaeta, vilket kan jämföras med en fältstudie från Texas där oligochaeta var den enda grupp som reagerade positivt på kreosotföroreningar. Den betydligt bättre statusen hos bottenfaunan i Karlbergssjön jämfört med Barnhusviken skulle kunna bero på skillnader i halter av PAH. En annan förklaring skulle kunna vara skillnaden i halten av kvicksilver som finns mellan områdena.

Bottenfaunan varierar på grund av naturliga faktorer och för att göra en bättre bedömning krävs regelbunden övervakning av bottenfaunan i området. Längre västerut i Mälaren sker övervakning regelbundet och stationer i östligaste Mälaren skulle kunna inkluderas i dessa undersökningar. Detta skulle också möjliggöra jämförelser mellan de PAH påverkade områdena nära Stockholm och mindre påverkade områden längre västerut i

Mälaren. En regelbunden övervakning gör det också möjligt att upptäcka eventuella förändringar av statusen i bottenfaunan, vilket kan vara ett varningstecken för miljöpåverkan.

Slutsatser

I sedimenten runt Stockholm har flera undersökningar av halter av PAH utförts och med hjälp av dessa kan en bra bedömning av graden av förorening göras. Bassänger i centrala Stockholm har kraftigt förhöjda halter och halterna minskar med avståndet från staden. För att bedöma den biologiska risken med de uppmätta halterna bör de jämföras med biologiska gränsvärden. Flera olika gränsvärden har utvecklats och här föreslås konsensusbaserade gränsvärden från Macdonald et al 2000. Jämförelser med dessa värden visar att PAH i sediment i Stockholm potentiellt kan ha biologiska effekter. Risken för effekter på ekosystemen beror på hur stor del av substanserna som är biotillgängliga och detta påverkas av källan till PAH samt av sedimentens egenskaper. Detta innebär att den biologiska risken av PAH till viss del är platsspecifik. Undersökningar på musslor och fisk i Stockholm indikerar att en del av PAH:erna i sediment är biotillgängliga. Att bedöma vilka effekter som kan förväntas utifrån ekotoxikologiska studier med sedimentexponering av PAH är inte möjlig idag eftersom det inte finns någon standardiserad metod för sedimentspikning och detta verkar påverka resultaten mycket. PAH är dessutom en heterogen grupp och att bedöma effekterna enskilda PAH:er är inte nödvändigtvis representativ för hela gruppen. Den bottenfaunaundersökning som utförts i östligaste Mälaren indikerar att områden med höga halter av PAH är mer påverkade än områden med lägre halter. Dessa områden är dock även påverkade av andra föroreningar och en direkt kopplig mellan PAH och statusen hos bottenfaunan kan inte göras. Bottenfaunan varierar naturligt och för att kunna bedöma statusen och upptäcka förändringar bör regelbunden övervakning ske. Längre västerut i Mälaren sker regelbunden övervakning och östligaste Mälaren skulle kunna inkluderas i dessa undersökningar. För att vidare utreda effekterna av PAH på bottenfaunan i Stockholm behövs platsspecifika studier på upptag och effekter på bottenlevande organismer.

Referenser

Abrahamson A., Andersson C., Jönsson M., Fogelberg O., Örberg J., Brunström B., Brandt I. (2007). *Gill EROD in monitoring of CYP1A inducers in fish—A study in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) caged in Stockholm and Uppsala waters.* Aquatic Toxicology 85, 1–8

Beasley G., Kneale P. (2002). *Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercources.* Progress in Physical Geography 26,2, 236–270.

Broman D., Balk L., Zebühr Y. (2001) *Miljöövervakning i Stockholms kommun Mälaren och Saltsjön – KEMI. provtagningsåren 96/97, 97/98 och 98/99*. Institutet för tillämpad miljövetenskap

Broman D., Colmsjo A., Ganning B., Näf C., Zebuhr Y. (1988) *A Multi-Sediment-Trap Study on the Temporal and Spatial Variability of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Lead in an Anthropogenic Influenced Archipelago*, Environ. Sci. Technol, 22, 1219-1228

Ericson, G., Lindesjöö, E, Sundelin, B., Eriksson, A-K., Håkansson, E., Liewenborg, B., Petterson, I., Balk. (1996). *Biologiska effekter i en gradient utanför Sundsvall.*

FAY A. A.,. BROWNAWELL B. J., ELSKUS A. A, MCELROY A. E. (2000) *CRITICAL BODY RESIDUES IN THE MARINE AMPHIPOD AMPELISCA ABDITA: SEDIMENT EXPOSURES WITH NONIONIC ORGANIC CONTAMINANTS*, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 19, No. 4, 1028–1035

FLEEGER J. W., GUST K. A., MARLBOROUGH S. J.,TITA G.(2007) *MIXTURES OF METALS AND POLYNUCLEAR AROMATIC HYDROCARBONS ELICIT COMPLEX, NONADDITIVE TOXICOLOGICAL INTERACTIONS IN MEIOBENTHIC COPEPODS,* Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 26, No. 8, 1677–1685

Gust, K. A., (2004) *Joint Toxicity of Cadmium and Phenanthrene in the Freshwater Amphipod Hyalella azteca,* Arch. Environ. Contam. Toxicol. 50, 7–13

Gust K. A., Fleeger J. W. (2005) *Exposure to Cadmium-Phenanthrene Mixtures Elicits Complex Toxic Responses in the Freshwater Tubificid Oligochaete, Ilyodrilus templetoni*, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 51, 54–60

Hanson T., Schiedek D., Lehtonen K., Vuorinen P. J., Liewenborg B., Noaksson E., Tjärnlund U., Hanson M., Balk L., (2006). *Biochemical biomarkers in adult female perch (Perca fluviatilis) in a chronically pollted gradient in the Stockholm recipient (Sweden*). Marine Pollution Bulletin 53, 451–468

Hellebuyck A., Jonson A., Johansson, C. (2002). *PAH i sediment i Stockholmsområdet -halter och källor.* Miljöförvaltningen i Stockholm.

Hylland K. (2006). *POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBON (PAH) ECOTOXICOLOGY IN MARINE ECOSYSTEMS.* Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 69:109–123

Lithner G., Holm K., Ekström C. (2001). *Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm.* ITM Rapport 108

Lotufo G. R., Fleedger J. W. (1997*) Effects of sediment-associated phenanthrene on survival, development and reproduction of two species of meiobenthic copepods,* MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES, 91-102, 1997

Lännegren C. (2002). *Undersökningar i östra Mälaren 1998-2001.* Stockholm vatten.

MacDonald D. D., Ingersoll C. J., Berger,T. A. (2000). *Development of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems.* Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39, 20–31

McElroy A., Leitch K., Fay A.(2000). *A survey of in vivo benzo[a]pyrene metabolism in small benthic marine invertebrates.* Marine Environmental Research 50 33-38

Naturvårdsverket (2007)a. *Oavsiktligt bildade ämnens hälso och miljörisker - en kunskapsöversikt.* Rapport 5736.

Naturvårdsverket (2007)b. *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon.* Handbok 2007:4

Naturvårdsverket, *Vad är bedömningsgrunder*. Hämtat från http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Bedomningsgrunder-for-miljokvalitet/Vad-ar-bedomningsgrunder/. den 06 juni 2010

Neilson, A. H. (1998). *The handbook of environmental chemistry - PAHs and related compounds, chemistry, volume 3J.*

Näf C., Broman D. (1994). *Characterisation of the PAH load outside an aluminium smelter on the Swedish Baltic coast.* The science of the Total Environment 156, 109-118.

NÆS K., HYLLAND K., OUG E., FÖRLIN E., ERICSON G. (1999*). ACCUMULATION AND EFFECTS OF ALUMINUM SMELTER-GENERATED POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS ON SOFT-BOTTOM INVERTEBRATES AND FISH.* Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 18, No. 10, 2205–2216

Paumen M. L., Borgman E., Kraak M. H. S., Van Gestel C. A. M., Admiraal W. (2008) *Life cycle responses of the midge Chironomus riparius to polycyclic aromatic compound exposure,* Environmental Pollution 152, 225-232

Paumen M. L., Stol P., Terlaak T. L., Kraak M. H. S., Vangstel C., Admiraal W.(2008) *Chronic Exposure of the Oligochaete Lumbriculus variegatus to Polycyclic Aromatic Compounds(PACs): Bioavailability and Effects on Reproduction,* W. Environ. Sci. Technol., 42, 3434–3440

Peeters E. T. H. M, De Jager T. J., Beijer J. A. J., Koelmans A. A. *Effects of Benzo(a)pyrene and Size of Organic Matter Particles on Bioaccumulation and Growth of Asellus aquatics,* Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39, 307–314

Perhans A. (2003). *Utlakning av polycykliska aromatiska kolväten ur asfalt ochförorenad mark*, IVL B1532

Rahmberg M., Junestedth C., Sternbeck J. (2004). *Har belastningar av Metaller, PAH eller PCB i Stockholms vattendrag förändrats under perioden 1997-2002?* IVL B 1582

RUST A. J., BURGESS R. M., BROWNAWELL B. J., MCELROY A. E. (2004) *RELATIONSHIP BETWEEN METABOLISM AND BIOACCUMULATION OF BENZO[a]PYRENE IN BENTHIC INVERTEBRATES.* Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 23, No. 11, 2587–2593

Scoggins M., McClintock N. L., Gosselink L. (2007). *Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons below coal-tar-sealed parking lots and effects on stream benthic macroinvertebrate communeties.* J. N. Am. Benthol. Soc., 26(4), 694–707

Stehn A., Dromberg P. (2000*). Levande bottnar i Stockholm - levande bottnar i östligaste Mälaren hösten 1995.* Stockholm vatten.

Sternbeck J., Brorström-Lundén E., Remberger M., Kaj L., Palm A., Junedahl E. and Cato I.(2003), *WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region*, IVL rapport B1538

Stockholm vatten(2008), Undersökningar i Stockholms skärgård – Bottenfauna

Sundberg H., Ishaq R., Tjärnlund U., Åkerman G., Grunder K., Bandh C., Broman D., Balk L. (2006) *Contribution of commonly analyzed polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to potential toxicity in early life stages of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss).* Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 63, 1320–1333

Sveriges Geologiska Undersökning, SGU(1998) opubliserade haltmätningar av PAH I sediment

Sveriges Geologiska Undersökning, SGU(2007) opubliserade haltmätningar av PAH I sediment

U.S. Department of Health and Human Services(1995). *TOXICOLOGICAL PROFILE FOR POLYCYCLIC AROMATIC HYDROKARBONS.*

Vattenprogram för Stockholm (2000) *Faktaunderlag - Karlbergskanaler - Klara sjö.*

Vattenprogram för Stockholm (2000). *Fakta underlag - Riddarfjärden.*

Vattenprogram för Stockholm (2000). *Fakta underlag - Saltsjön.*

Vattenprogram för Stockholm (2000). *Fakta underlag - Årstaviken*

Verrhiest G., Clement B., Blanke G. (2001) *Single and Combined Effects of Sediment-Associated PAHs on Three Species of Freshwater Macroinvertebrates,* Ecotoxicology 10, 363-372

Wallin M., Andersson B, Johnson –R., Kvarnäs H., Persson G., Weyhenmeyer G., Willén E. (2000) *Mälaren – miljötillstånd och utveckling 1965-1998,* Mälarens Vattenvårdsförbund

Åkerman, G. (2001). *Miljöövervakning i Stockholms kommun Mälaren och Saltsjön – BIOLOGI.* Instituet för tillämpad miljövetenskap.

Östlund P., Sternbeck J., Brorström-Lundén E.(1998) *Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm – flöden och halter.*, IVL B 1297