

# 17

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## ÅTERHÄMTNING HOS MAKROZOOBENTOS I LITTORALEN OCH PÅ MJUKBOTTEN EFTER EIRA OLYCKAN

English summary: Macrozoobenthic recolonization of the littoral and the soft bottom after an oil spill

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## AKVARIETEST AV RESPONSEN PÅ OLJA OCH DISPERGERINGSMEDEL HOS *LUMNAEA PEREGR* (MOLLUSCA)

English summary: Response of the *Lymnaea peregra* (mollusca: gastropoda) to oil and dispersant

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## RAAKAÖLJYN VAIKUTUS *LYMNAEA PEREGRAN* KÄYTTÄYTYMISEEN AKVAARIOKOKEEN PERUSTEELLA

English summary: Effects of crude oil on the behavior of *Lymnaea peregra* (Mollusca: gastropoda)

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:  
Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki  
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-1120-3  
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1988



Hans-Göran Lax & Taru Vainio

ÅTERHÄMTNING HOS MAKROZOOBENTOS I LITTORALEN OCH  
PÅ MJUKBOTTEN EFTER EIRA OLYCKAN

MACROZOOBENTHIC RECOLONIZATION OF THE LITTORAL AND THE SOFT  
BOTTOM AFTER AN OIL SPILL

Hans-Göran Lax and Taru Vainio  
National Board of Water and Environments,  
Vaasa District Office  
Box 262, SF 65101 VAASA  
FINLAND

Two years after the Eira oil spill the oil concentration in the water had returned to its background level (0.5 ug/l) in the open sea areas. On the polluted shores (depth 0.1-0.5 m) higher concentrations (2.3 ug/l) occurred occasionally. No clear effects related to the oil spill were noticed on the dominating soft bottom species (Macoma baltica, Pontoporeia affinis). Among the other soft bottom species the crustacean Corophium volutator showed its lowest density immediately after the spill, becoming more and more abundant during the following two years. The effect of the oil spill on the littoral fauna could still be noticed two years after the spill. The crustacean Gammarus duebeni avoided its natural habitat (uppermost littoral zone). Lymnaea palustris showed and increased mortality immediately after the oil spill but recolonized the polluted shores a normal distribution.



## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	MATERIAL OCH METODIK	9
2	RESULTAT	10
2.1	Oljehalten i vattnet 1984 - 86	10
2.2	Förändringar i mjukbottenfaunan 1984 - 86	10
2.2.1	Artsammansättning	10
2.2.2	Abundansen	12
2.3	Tecken på oljekontaminerad botten	14
2.4	Littoralfauna	14
2.4.1	Allmänt	14
2.4.2	Förekomstfrekvens hos <u>Gammarus duepeni</u>	14
2.4.3	Abundans och storleksfördelning hos <u>Lymnaea palustris</u>	15
3	DISKUSSION	16
3.1	Oljehalten i vattnet	16
3.2	Mjukbottenfauna	16
3.3	Faunan på grunda bottnar	17
	LITTERATUR	18





## 1 MATERIAL OCH METODIK

Prover för analys av oljekolväten i vattnet insamlades hösten 1986 från Båtskärsören och Nikersgrund med hämtare utvecklad av Anhoff & Johnsson 1977. Analyserna utfördes på Havsforskningsinstitutet med spektrofluorometri enligt UNESCO 1976, Tervo 1980, HELCOM 1982.

Bottenfaunaprover insamlades med Ekmanhämtare från två platser under september och oktober 1986 (Båtskärsören och Nikersgrund) (fig. 1). Prover sållades i fält med 0,5 mm såll och plockades i laboratorie under preparationsmikroskop med 12 gångers förstoring. Samtliga Macoma baltica och de 50 första Pontoporeia affinis i varje delprov mättes till närmaste mm. Från st. Båtskärsören togs 5 parallellprover från 12 meters djup och från Nikersgrund 3 parallellprover från st. 28. (20 m djup) och 3 prover från st. 32 (6 m djup) (fig. 1).

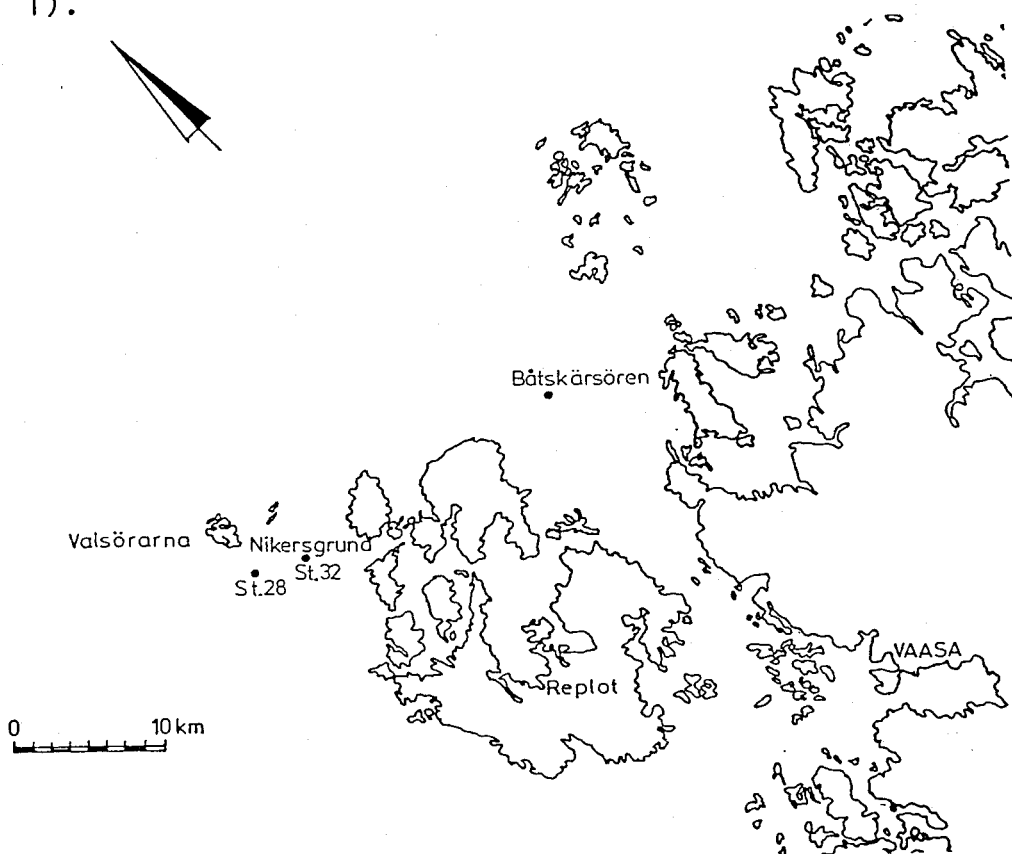


Fig. 1. Undersökningsområde. Prover med Ekmanhuggare från Båtskärsören och st. 28 och st. 32. Littoralprover från Båtskärsören och Nikersgrund.

Station Båtskärsören representerade en okontaminerad miljö och fungerade även som referensstation vid "den stora Eira undersökningen". Nikersgrund är det område som drabbades kraftigast av oljespillet.

Littoralprover insamlades samtidigt som ekmanprover från Båtskärsören och Nikersgrund (fig. 1). Populationsprover av Lymnaea palustris insamlades genom att 10 stenar från 0-0,2 m djup slumpvis togs från ett 200 meter långt strandavsnitt. Stenarna sattes i ett ämbar med vatten och borstades med

rotborste tills de var rena. Det erhållna materialet hölls genom ett 0,5 mm såll. Från sållresterna plockades samtliga snäckor och mättes. Stenarnas längd och bredd mättes (max. mått). Dessa mått projicerades därefter ut till m<sup>2</sup> värden. Allt arbete utfördes i fält.

Förekomstfrekvensen hos Gammarus duebeni studerades genom att 30 stenar från vattenlinjen på ett 200 m långt strandparti lyftes upp varefter antalet individer under dem räknades. Arbetet utfördes under en solig och vindstilla dag för att underlätta räknandet.

## 2 RESULTAT

### 2.1 Oljehalten i vattnet 1984-86

Oljehalten i vattnet varierade mellan 0,3-28 ug/l i det oljekontaminerade området under ca. en månad efter olyckan (1984). I referensområdet (Båtskärsören) var oljehalten hösten 1984 0,2 ug/l. Under 1985 varierade oljehalten i det oljekontaminerade områdets öppna fjärdar (st. 28) mellan 0,1-2,9 ug/l och i strandvattnet mellan 0,6-15,9 ug/l. Orsaken till de tidvis höga halterna i strandvattnet beror på att olja löstes ut när vattnet steg över den oljekontaminerade zonen. De högsta halterna vid stränderna uppmättes vid högvatten i augusti och oktober. På referensområdet uppmättes oljehalt på 0,5 ug/l 1985. Hösten 1986 var oljehalten på st. 28 0,3 ug/l. I det strandnära vattnet vid Nikersgrund var oljehalten 2,3 ug/l. Oljehalten på referensområdet var densamma som 1985.

### 2.2 Förändringar i mjukbottenfaunan 1984-86

#### 2.2.1 Artsammansättning

##### Båtskärsören

På stationen tillkom tre taxa från h-84 till h-85 (Lymnaea indet, Theodoxus fluviatilis och Manayunkia aestuarina) (fig. 2). Förekomsten av Lymnaea och Theodoxus fluviatilis på 12 m djup är troligen en slump eftersom arterna har tyngdpunkten i sin vertikala fördelning på 0,5-1,5 m. Havsborstmasken Manayunkia aestuarina förekommer i låg abundans i området vilket leder till att endast till och från finns med i bottenhuggen. Corophium volutator var den enda art som försvann från lokalen under denna tidsperiod.

Under perioden 1985-86 försvann fyra arter från stationen (Theodoxus fluviatilis, Lymnaea indet, Manayunkia aestuarina och Mesidothea entomon) och inga arter tillkom. Mesidothea entomon är en rörlig predator och asätare vilket gör att den rör sig över stora områden och därför slumpvis finns med i huggen. Avsaknaden av Corophium volutator både hösten 1985 och -86 tyder på att det tidvis rått syrebrist på botten. På st. 28 ökade antalet taxa från h-84 till h-85 med fyra arter (Prostoma obscurum, Corophium volutator, Mesidothea entomon och Mysis relicta) (fig. 2.).

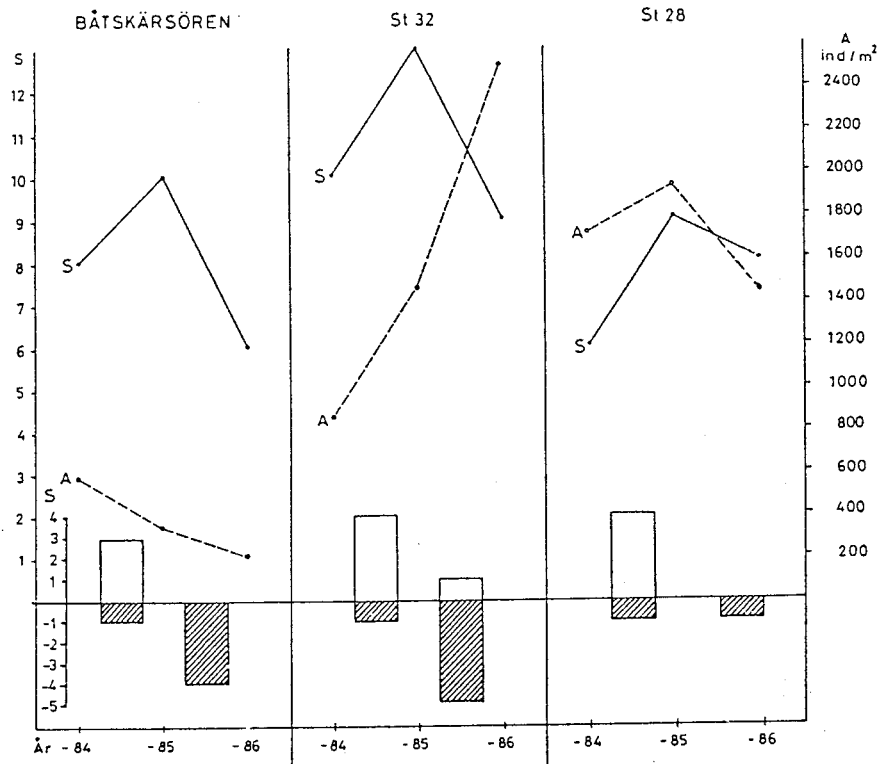


Fig. 2. Förändringar hos makrozoobentos på mjukbotten från hösten 1984 till hösten 1986 i referens-område (Båtskärsören) och i det oljeskadade området (st. 28 och st. 32). S = antal taxa, A = abundans, ljus stapel = antal immigrerande taxa och streckad stapel = antal emigrerande taxa

Manayunkia aestuarina förekom hösten 1984 men har inte påträffats under 1985 och 1986. Även här gäller samma som för st. Båtskärsören att arten förekommer i låga tätheter. Från hösten 1985 till h-86 försvann Mysis relicta från stationen. Eftersom M. relicta tillbringar stora delar av sitt liv pelagialen är det mera en slump att den tas i ett ekmanhugg. Därför är det väntat att arten saknas igen vid 1986 års provtagning. De tre övriga arterna som tillkom mellan -84 och -85 har sedan dess påträffats vid alla provtagningar (bilaga 1). Inga nya taxa immigrerade mellan hösten -85 och -86.

Från hösten -84 till -85 ökade taxaantalet på st. 32 med fyra taxa. Dessa arter var Potamopyrgus jenkinsii, Jaera indet, Pallasea quadrispinosa och Lepidostoma hirtum. Under samma period försvann ett taxa, fam. Leptoceridae. Från h-85 till h-86 försvann följande taxa från stationen, Asellus aquaticus, Pallasea quadrispinosa, Jaera indet och Lepidostoma hirtum. Det stora taxautbytet förklaras delvis av att stationen är grund och befinner sig i ett skyddat läge mellan små holmar vilket gör att littoralarter till och från kan leva där. Förekomsten av P. quadrispinosa i några prover är närmast en kurositet eftersom arten mycket sällan påträffas i området.

## 2.2.2 Abundansen

På Båtskärsören har den totala abundansen hos bentos sjunkit stadigt under undersökningsperioden (1984, 5600 ind/m<sup>2</sup> till 2100 ind/m<sup>2</sup> 1986) (Bilaga 1). Speciellt dramatiskt har minskningen hos Pontoporeia affinis varit (tab. 1).

På st. 28 har abundansen varierat mellan 14500 ind/m<sup>2</sup> och 19400 under perioden 1984-86. Stora mängder Ostracoda förekom h-84 (3200 ind/m<sup>2</sup>) för att sedan sjunka till en nivå på ett par hundra 1985 och 86. Pontoporeia affinis populationen har uppvisat stora svängningar på stationen (tab.1), men det totala antalet har dock varit betydligt högre än på Båtskärsören.

På st. 32 har abundansen stigit konstant under undersökningsperioden (tab. 1). Under perioden h-84 till h-85 ökade abundansen hos Macoma baltica, oligochaeta och Pontoporeia affinis. Den kraftiga ökningen i abundansen från h-85 till h-86 beror nästan enbart på att M. baltica förkom i mycket stora mängder h-86. Det verkar som om förökningen 1986 lyckades mycket bra på stationen eftersom den största ökningen skedde i 1mm storleksklassen.

Tab. 1. Abundansen hos Macoma baltica och Pontoporeia affinis höstarna 1984,-85 och -86 på Båtskärs-ören, st. 28 och st. 32 (ind/m<sup>2</sup>).

Plats	Båtskärsören		St. 28		St. 32	
	Mac. bal.	Pon. aff.	Mac. bal.	Pon. aff.	Mac. bal.	Pon. aff.
1984	986	2843	1594	5165	1180	1850
1985	626	1886	1610	11955	1924	3396
1986	601	83	2100	6354	14062	4110

De flesta storleksklasserna hos Macoma baltica har varit representerade på samtliga stationer vid alla provtagnings-tillfällen. Hösten 1986 saknades dock de små individerna helt på st. Båtskärsören (fig. 3). Av någon anledning verkar det som inga små skulle ha överlevt sommaren här. Även på st. 28 var andelen små individer betydligt lägre h-86 än under övriga höstar (jfr.fig. 3 och bilaga 2). St. 32 har en helt annan utveckling med en explosionsartad ökning av de små individer under 1986.

På Båtskärsören verkar alla små individer av P. affinis att ha slagits ut 1986. Vid provtagningen h-86 fanns endast spillror kvar av P. affinis populationen (fig. 4). Troligen har de få stora individer som påträffats vandrat in under hösten efter höstomblandningen av vattnet. På st. 28 verkar förökningen att ha lyckats något sänkt trots att abundansen sjönk, eftersom det förekom små individer (3-4 mm) h-86. Även på st. 32 har förökningen 1986 lyckats och storleksfördelningen visar tydligt att P. affinis har en två årig livscykel på stationen (3-4 mm födda vintern 1986, 6-8 mm födda vintern 1985) (fig. 4).

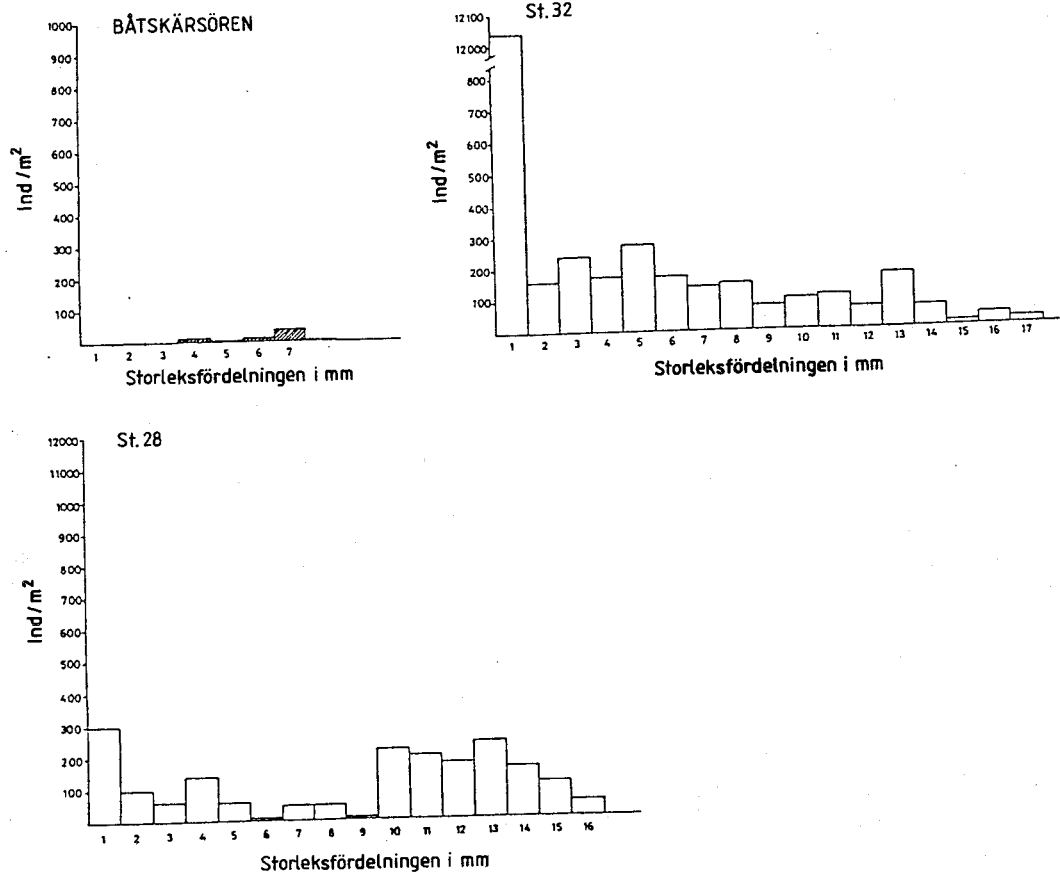


Fig. 3. Storleksfördelningen hos Macoma baltica på Båtskärsören, st. 28 och st. 32.

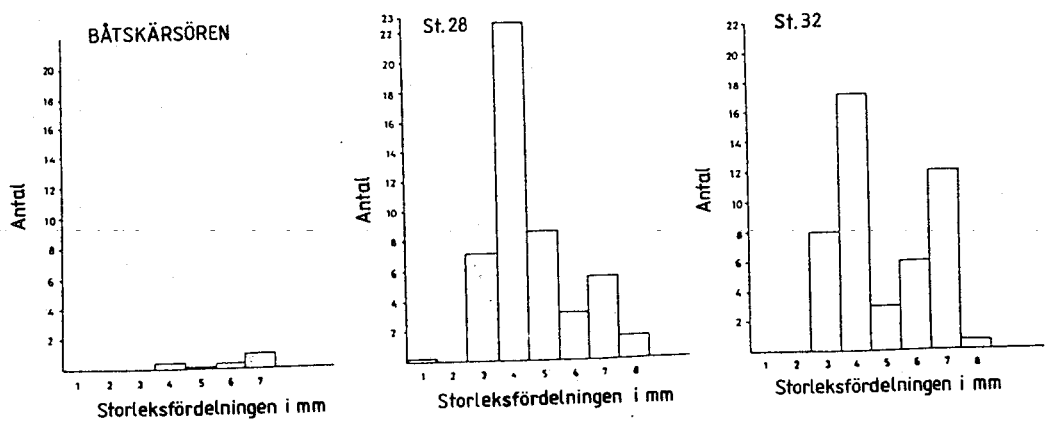


Fig. 4. Storleksfördelningen hos Pontoporeia affinis på Båtskärsören, st. 28 och st. 32.

### 2.3 Tecken på oljekontaminerad botten

Hösten 1986 påträffades olja endast på botten vid st. 32. Oljan förekom i små mer eller mindre runda kulor med en diameter på 1-2 mm. Kulornas centrum bestod av seg men mjuk olja och runt centrat ett tunnt skikt av detritus.

Tab.2 . Antalet oljiga Pontoporeia affinis och Corophium volutator uttryckt i % av totala antalet ind. av respektive art (medelvärde för 3 hugg).

art/plats	Båtskärör.	st. 28	st. 32
P.affinis	0	0,6	2,7
C.volutator	0	0	0,5

Från tab.2 . framgår att både P. affinis och C. volutator var kontaminerad av olja inom det skärgårdsområde som drabbades av oljespillet (st.28 och st.32). På st. 28 återfanns ingen olja i bottensedimentet men trots det var en del av stationens P. affinis kontaminerade av olja.

### 2.4 Littoralfaunan

#### 2.4.1 Allmänt

Vid undersökningen av Eira oljespillets inverkan på grunda stenbottnar kunde noteras att populationerna av Lymnaea palustris och Gammarus duebeni hade betydligt lägre abundans än i referensområdet (Nyman et al. 1986). Därför utfördes en liten uppföljning av hur arterna hade återhämtat sig till hösten 1986.

#### 2.4.2 Förekomstfrekvens hos Gammarus duebeni

Hösten 1986 räknades antalet individer under 30 stenar på Båtskärsören och Nikersgrund. Vid Båtskärsören fanns G. duebeni under 13% av stenarna medan arten saknades under stenarna på Nikersgrund. För att kontrollera om G. duebeni försvunnit från provlokalen vid Nikersgrund insamlades kvalitativa sparkprover från 0,2 och 0,7 meters djup. Ännu på 0,2 m djup förekom G. duebeni mycket sparsamt. Men på 0,7 m djup dök arten upp i något större antal i sällskap med två andra Gammarus arter (G.zaddachi och G.salinus). Det verkar som om det oljeblandade gruset och ställvis ren olja under stenarna på stranden skulle ha lett till G. duebeni skulle ha sökt sig djupare ned (0,5-0,7 m) än normalt (vattenlinjen). Ännu h-86 fanns stora mängder olja inblandat i gruset i övre strandzonen på det oljeskadade området.

### 2.4.3 Abundans och storleks fördelning hos Lymnaea palustris

Skillnaden i abundansen hos Lymnaea palustris populationerna på Nikersgrund  $x = 242.7 \text{ ind/m}^2$  (95% konfidensintervall 73,1) och på Båtskärsören  $x = 263 \text{ ind/m}^2$  (95% konfidensintervall 63.3) var opåvisbar hösten 1986. Förökningen tycks ha lyckats väl på båda platserna sommaren 1986 eftersom storleksklasserna 1-5 mm dominerar (födda sommaren 1986) (fig. 5 och 6).

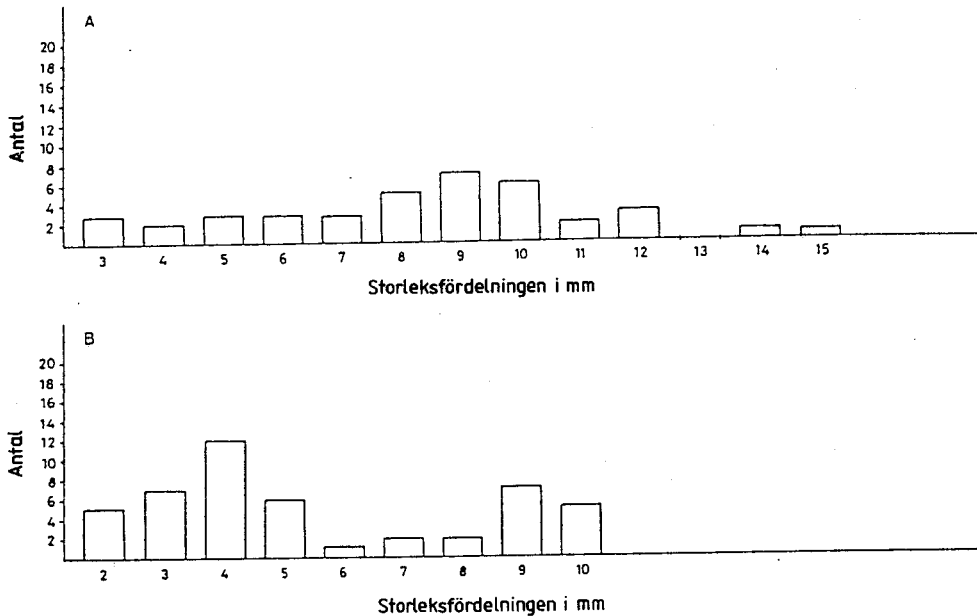


Fig. 5. Storleksfördelningen hos Lymnaea palustris sommaren (A) och hösten (B) 1986 på Båtskärsören.

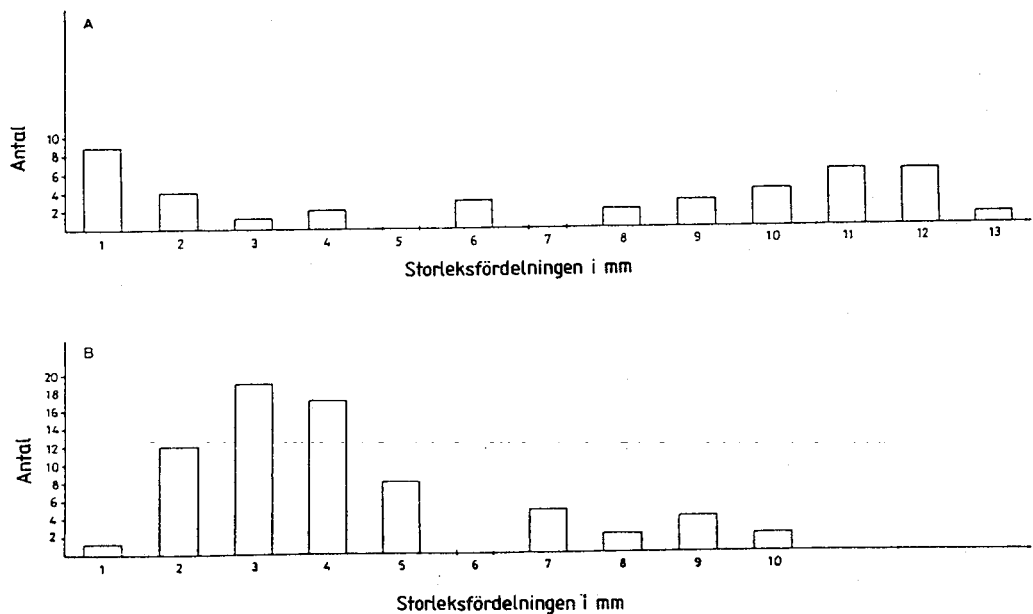


Fig. 6. Storleksfördelning hos Lymnaea palustris sommaren (A) och (B) hösten 1986 på Nikersgrund.

### 3 DISKUSSION

#### 3.1 Oljehalten i vattnet

Oljehalten i Bottniska viken varierar mellan 0,2-2,0 ug/l (Tervo 1980). De värden som uppmättes vid provtagningarna 1986 antyder att inga förhöjda oljekoncentrationer längre förekommer i det oljedrabbade området. Den låga oljehalten i strandvattnet tyder på att oljeläckaget från det oljekontaminerade strandgruset minskat avsevärt från 1985. En uppföljning av oljehalterna i strandvattnet borde dock göras både i samband med snösmältningen och högvattenperioder 1987 för att kontrollera huruvida oljeläckaget har upphört.

#### 3.1 Mjukbottenfauna

Ett visst taxautbyte har skett på alla stationer under de två tidsintervall som studerades (fig.2.). Förutom oljans inverkan är det ett flertal faktorer som leder till dylika förändringar i taxasammansättningen. En orsak är den använda provtagningsmetodiken och strategin. Prover från en station representerar en mycket liten andel av den totala bottenytan i ett skärgårdsområde (i detta fall skärgårdens mjukbotten). När man samtidigt känner till att många arter är rörliga (ex Bonsdorff 1980 A, Österman 1984), havsbotten i allmänhet består av en heterogen mosaik av små delområden med bentsamhällen i olika successionsstadier (Thistle 1981) och att faunan uppvisar både regelbundna årstidsbundna fluktuationer (Bonsdorff 1980 A) och mera svårförklarliga oregelbundna fluktuationer (Andersin et al. 1980, Andersin 1986) är det väntat att taxasammansättningen mellan provtagningomgångarna varierar. Allt detta samverkar till att göra det svårt att plocka ut någon av förändringarna som skett i taxasammansättningen och påstå att den beror av oljeolyckan och att sedan dra en slutsats över hur stort område en eventuell förändring skett.

Inom det oljeskadade området finns det vissa indikationer på att Corophium volutator kan ha påverkats negativt av oljan. Dessa indicier är: 1. Arten saknades på st. 28 hösten 1984 men har efter h-85 förkommit i alla prover samtidigt som det är känt från andra undersökningar att den är allmän i området (Meriläinen 1984, Lithén 1985). 2. Arten uppvisade den lägsta abundansen på st. 32 straxt efter oljeolyckan. Vid senare provtagningar har den uppvisat en klart ökande trend på stationen. På referensstationen Båtskärsören försvann C. volutator hösten 1985 men på denna station har även många andra arter samtidigt minskat kraftigt och den troliga orsaken där är syrebrist under somrarna. Eftersom det fanns små P. affinis och M. baltica både hösten 1985 och 1986 på stationerna 28 och 32 tycks ingen syrebrist ha förekommit på dessa. 3. En liten procent av C. volutator var ännu h-86 kontaminerade med olja. Slutsatsen på basen av detta är att en del av populationen av C. volutator dog som en följd av oljeolyckan. Men att arten trots att det ännu finns olja i sedimenten återhämtat sig under 1985-86. Hos de övriga dominerande taxonen (Macoma baltica, Pontoporeia affinis) på mjukbotten har ingen tydlig trend varken vad beträffar ökning eller minskning kunnat påvisas. En av orsakerna till det är att båda dessa taxa även i rena områden uppvisar



stora fluktuationer (Andersin 1980, Bonsdorff 1980 A) vilket betyder att man behöver långa tidsserier för att kunna påvisa eventuell minskning. P. affinis hade en kraftig abundanstopp 1985 på st. 28 och M. baltica en kraftig topp på st. 32 hösten 1986. Därför kan man åtminstone säga att båda dessa arter uppvisar hög abundans och normal storleksfördelning inom det oljedrabbade området 1986.

### 3.2 Faunan på grunda bottenar

På basen av stenlyftningen på Båtskärsören och Nikers- grund verkar det som om G. duebeni aktivt skulle undvika den oljeförorenade zonen av stranden och istället söka sig djupare ned. På rena stränder förekommer G. duebeni dagtid ofta under strandstenar som tom. kan vara en bit ovanför vattennivån, men under vilka det finns små mängder vatten (Rygg 1972). Både efter Tsesis olyckan och Antonio Gramsci olyckan noterade man en nedgång i abundansen hos Gammarus indet. På de oljekontaminerade stränderna (Notini 1979, Bonsdorff 1980 B). Notini fann tecken på att Gammarus indet. återkoloniserade olje- skadade stränder främst genom horisontella vandringar. I denna undersökning däremot verkar det som om G. duebeni skulle ha förflyttat sig vertikalt för att undgå oljezonen. Orsaken till denna skillnad i vandringsbeteendet är troligen att Gammarus behandlas som ett kollektiv i Notini 1979, vilket gör att en förskjutning i en arts vertikalfördelning inte framkommer.

Hos Lymnaea förekommer självbefruktning rätt allmänt (Hubendick 1953). Detta leder till att en individ kan ge upphov till en hel population. Återkolonisationen av en oljekontaminerad strand kan därför starta snabbt. Uppgifter om mängden ägg som en individ av L. palustris kan producera kunde ej påträffas i litteraturen, däremot fanns uppgifter om att Lymnaea peregra producerar 1200- 1400 ägg/ind/år (Gaten 1986). Några individer kan därför snabbt ge upphov till en ny population om förhållandena är tolerabla för ynglen. Vid studier av effekterna av oljespillet efter Irini 1970 fann Notini att Lymnaea populationen minskade kraftigt (Landner 1977). Först två år senare verkade populationen att ha återhämtat sig. Efter Tsesis olyckan fann man att mollusker som bedövats när oljan slog i land sköljdes ut på djupare vatten. När de överlevande snäckorna återhämtat sig vandrade de åter upp mot strandens grundare partier (Notini 1979). Möjligheten till självbefruktning, vertikala vandringar och vuxna snäckors höga tolerans mot olja (Craddock 1977 Den Hartog & Jacobs 1980) gör att de relativt snabbt kan återhämta sig efter en oljeolycka. Eftersom inga skillnader varken i abundans eller storleksfördelning förekom mellan referensstationen och den oljeskadade stranden verkar det som om Lymnaea palustris skulle ha återhämtat sig efter Eira olyckan.

I ett flertal undersökningar har man påtalat vikten av att känna till de naturliga fluktuationer som förekommer i ett ekosystem före man drar slutsatser om vilken betydelse mänskliga verksamheter har på detta (Ankar 1985, Bonsdorff 1985, Andersin 1986). För att kunna påvisa förändringar i bottenfaunan (abundans, artsammansättning) som inte bara bygger på skillnader mellan enstaka stationer utan kan projiceras över ett större skärgårdsområde krävs att man

har tillgång till ett referensmaterial insamlat kontinuerligt under en längre tidsperiod från ett representativt område av skärgården ifråga. Avsaknaden av ett dylikt material från många delar av Finlands kustzon gör att en intensiv korttidsundersökning efter en olycka för att påvisa effekten av denna på ett ekosystem är svårt. För att underlätta påvisandet av effekter av olycka eller långtidsförändringar borde bentos insamlas från opåverkade delar av kustzonen längs Finlands kust. Dessa kustnära stationer borde om möjligt placeras så att de kompletterar de djup-bottenstationer som ingår i Havsforskningsinstitutets monitoringprogram och de vattenprovtagningsstationer som upprätthålls av vatten- och miljödistrikten. Därtill kunde man prioritera vissa områden som tex. naturskyddsområden, viktiga lekplatser för fisk och grunda bottnar nära farleder.

## LITTERATUR

- Andersin, A-B., Lassig, J. & Sandler, H. 1981. Bottenfaunan i Bottniska viken. Komiteén för Bottniska viken. Årsrapport 8. sid 6-37.
- Andersin A-B. 1986. The question of eutrophication in the Baltic Sea-results from a long-term study of the macrozoobenthos in the Gulf of Bothnia.- Publications of the Water Research Institute. National Boards of Waters Finland No. 68 (in press).
- Anhoff, M. & Johnsson, L. 1977. Quantitation and characterization of petroleum hydrocarbons in Baltic Sea water. Report to the Soviet-Swedish expert meeting on evaluation of results from the Joint MUSSON-Expedition 1976 and planning future cooperation. University of Göteborg. Mimeogr. 35 p.
- Ankar, S., Blomqvist, M & H. Cederwall 1985. Monitor 1985. The National Swedish environmental monitoring programme (PMK). National environmental protection board. Liber Stockholm
- Bonsdorff, E. 1980 A. Macrozoobenthic recolonisation of a dredged brackish water bay in SW Finland.- *Ophelia*, Suppl.1: 145-155.
- Bonsdorff, E. 1980 B. Öljyvahingon vaikutus ranta- ja pohjaeläimistöön. Pfister, K ed Itämeren öljyvahinko 1979. Ympäristötutkimukset. Sisäasianministeriön Ympäristösuojelun osaston julkaisu A: 2 . sid 105.1-30. Bonsdorff, E. 1985. Recovery potential of the fauna of brackish water softbottoms and marine intertidal rockpools. Department of Biology & Husö Biological station Åbo Akademi 155 s.
- Craddock, D.R. 1977. Acute toxic effects of petroleum on arctic and subarctic marine organisms. in Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms. Vol II. Biological effects. ed D.C. Malins. Academic Press New York.
- Den Hartog, C. & Jacobs, R.P.W.M. 1980. Effects of the Amoco Cadiz oil spill on an eelgrass community at Roscoff (France) with special reference to the mobile benthic fauna.- *Helgol. wiss. Meeresunters.* 33:182-191.
- Gaten, E. 1986. Life cycle of Lymnaea peregra (Gastropoda:-Pulmonata) in the Leicester canal U.K., with an estimate of annual production.

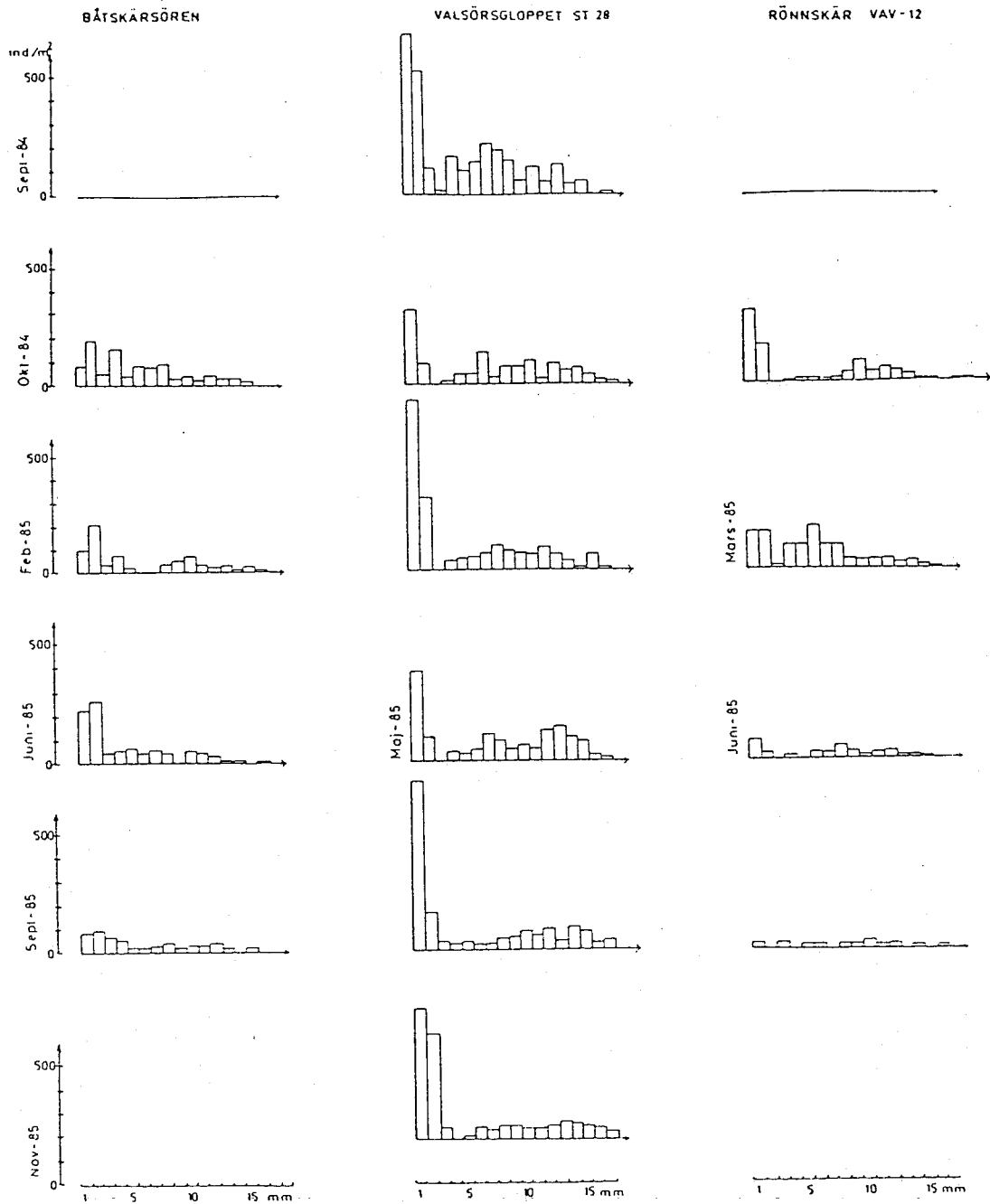
- Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission 1982. Workshop on the analysis of hydrocarbons in seawater. Baltic Sea Environ. Proc.-No. 6:1-52.
- Hubendick, B. 1953. Recent Lymnaeidae. Their variation, morphology, taxonomy, nomenclature and distribution. K.V. Handl. 3:1 Stockholm.
- Landner, L. 1978. Ekologiska effekter av oljeutsläpp till sjöss. Föredrag vid IVA:s konferens i oljeskydd. Stockholm IVL.
- Lithén, H-O. 1985. Östersjömusslan (Macoma baltica) som makrobentisk indikatorart på mekaniska miljöförändringar i skärgården, en vägbanksundersökning i Vasa skärgård. Pro gradu i biologi, ekologisk linje Åbo Akademi. sid 78
- Meriläinen, J.J. 1984. Zonation of the macrozoobenthos in the Kyrönjoki estuary in the Bothnian Bay, Finland.- Ann Zool. Fennici: 89-104.
- Notini, M. 1979. Effects of the Tsesis oil on Fucus macrofauna. The Tsesis oil spill report.
- Rygg, B. 1972. Factors controlling the habitat selection of Gammarus duebeni Lillj. (Crustacea, Amphipoda) in the Baltic. Ann. Zool. Fennici 9: 172-183.
- Tervo, V. 1980. Itämeren öljypitoisuuden tutkimus.- Kemia-Kemi 7: 455-458
- Thistle, D. 1981. Natural physical disturbances and communities of marine soft bottoms.- Mar.Ecol.Progr.Ser. 6: 223-228.
- Österman, S. 1984. En experimentell studie av kolonisation och dynamik i ett mjukbottensamhälle. Pro gradu Institutionen för biologi Åbo Akademi sid 70.

Bilaga 1. Taxasammansättningen på Båtskärsören och Nikersgrund (st. 28 och st. 32) höstarna 1984, 1985 och 1986. Proverna från höstarna 1984 och 1985 är insamlade av Nyman et al. 1986.

Taxa	Båt.A	Båt.B	Båt.C	st.28A	st.28B	st.28C	st.32A	st.32B	st.32C
Prostoma obscurum	17	157	15	0	12	75	0	0	12
Macoma baltica	986	626	601	1594	1610	2105	1180	1924	14062
Theodoxus fluviatilis	0	6	0	0	0	0	0	0	0
Potamopyrgus jenkinsi	0	0	0	0	0	0	0	6	38
Lymnea spp	0	12	0	0	0	0	0	0	0
Manayunkia aestuarina	0	25	0	8	0	0	0	0	0
Oligochaeta	1707	626	1015	6173	5608	5364	1158	1911	2920
Ostracoda	14	25	346	3218	38	276	446	5470	1316
Mysis relicta	0	0	0	0	6	0	0	0	0
Mesidothea entomon	10	12	0	0	31	50	7	19	0
Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	158	25	0
Jaera spp.	0	0	0	0	0	0	0	6	0
Gammarus spp.	0	0	0	0	0	0	406	50	38
Pallasea quadrispinosa	0	0	0	0	0	0	0	19	0
Pontoporeia affinis	2843	1886	83	5165	11955	6354	1850	3396	4111
Corophium volutator	98	0	0	0	138	113	436	1103	2745
Lepidostoma hirtum	0	0	0	0	0	0	0	6	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	30	0	0
Chironomidae	317	182	15	1105	19	176	3045	927	50
Tot. ind. (N ind/m <sup>2</sup> )	5992	3557	2075	17263	19417	14514	8716	14862	25292
Tot. taxaantal (S)	8	10	6	6	9	8	10	13	9

A = 1984  
 B = 1985  
 C = 1985

Bilaga 2. Längdfördelningen hos *Macoma baltica* 1984 - 85 vid Båtskärsören, Valsörsgloppet (st. 28) och Rönnskär (Vav-12). (Nyman et al. 1986).





# 17

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## ÅTERHÄMTNING HOS MAKROZOOBENTOS I LITTORALEN OCH PÅ MJUKBOTTEN EFTER EIRA OLYCKAN

English summary: Macrozoobenthic recolonization of the littoral and the soft bottom after an oil spill

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## AKVARIETEST AV RESPONSEN PÅ OLJA OCH DISPERGERINGSMEDEL HOS *LUMNAEA PEREGR* (MOLLUSCA)

English summary: Response of the *Lymnaea peregra* (mollusca: gastropoda) to oil and dispersant

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## RAAKAÖLJYN VAIKUTUS *LYMNAEA PEREGRAN* KÄYTTÄYTYMISEEN AKVAARIOKOKEEN PERUSTEELLA

English summary: Effects of crude oil on the behavior of *Lymnaea peregra* (Mollusca: gastropoda)

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:  
Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki  
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-1120-3  
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1988



Hans-Göran Lax & Taru Vainio

AKVARIETEST AV RESPONSEN PÅ OLJA OCH DISPERGERINGSMEDEL  
HOS LYMNAEA PEREGRA (MOLLUSCA)

## RESPONSE OF THE LYMNAEA PEREGRA (MOLLUSCA: GASTROPODA) TO OIL AND DISPERSANT

Hans-Göran Lax and Taru Vainio  
National Board of Water and Environments,  
Vaasa District Office  
Box 262, SF 65101 VAASA  
FINLAND

The effects of oil polluted water (heavy fuel oil) and a dispersant (Finasol OSR 5) on the behavior of Lymnaea peregrra were tested in 4 l aquaria (static test, 96 h, no food added, surface oil slick not removed, water temp. +20 °C and S 4.5 o/oo). The accumulation of oil in the tissues of the snails was also studied. The activity in oil polluted water low (10 %) compared with the control (30 %). The mortality was 10 % in the oil polluted water and 0 % in the control. In the test with the dispersant (0.01 vol-%), the activity of the snails was 10 % compared with 40 % in the control. The mortality increased from 0 - 20 %. Snails exposed to oil mixtures of 0.1 and 10 vol-% showed increased concentrations of aliphatic and aromatic hydrocarbons in their tissues (4 - 20 times higher than in the control).

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	MATERIAL OCH METODIK	26
1.1	Testorganism	26
1.2	Testmedia	27
1.2.1	Havsvatten	27
1.2.2	Olja och dispergeringsmedel	27
1.3	Oljehalten i vattnet	28
1.4	Akkumulering av olja i snäckorna	29
1.5	Testuppläggning	29
1.6	Testutförande	29
2	RESULTAT	30
2.1	Vattnets oljehalt	30
2.2	Aktivitet och mortalitet	31
2.2.1	Test 1	31
2.2.2	Test 2	31
2.2.3	Test 3	35
2.2.4	Test 4	36
2.3	Dygnsrytm	37
2.4	Övriga observationer	37
2.5	Oljekolväten i vävnaderna	37
2.5.1	Alifatiska kolväten	38
2.5.2	Aromatiska kolväten	39
3	DISKUSSION	40
	LITTERATUR	44

# 1 MATERIAL OCH METODIK

## 1.1 Testorganism

För akvarietestet insamlades Lymnaea peregra från två lokaler i rena skärgårdsområden (fig.1.). Insamlingen skedde på exponerade blockstränder från djupintervallet 0,2-1,5 m.- Vattenvegetationen var sparsam på båda lokaler med glesa bestånd av Cladophora glomerata, Nodularia, och löst liggande hopar av Ceramium tenuicorne. Evertebratfaunan bestod av Electra crustulenta, Balanus improvisus, Theodoxus fluviatilis, Lymnaea palustris, L. stagnalis, Neomysis integer och Gammarus zaddachi samt G. salinus.

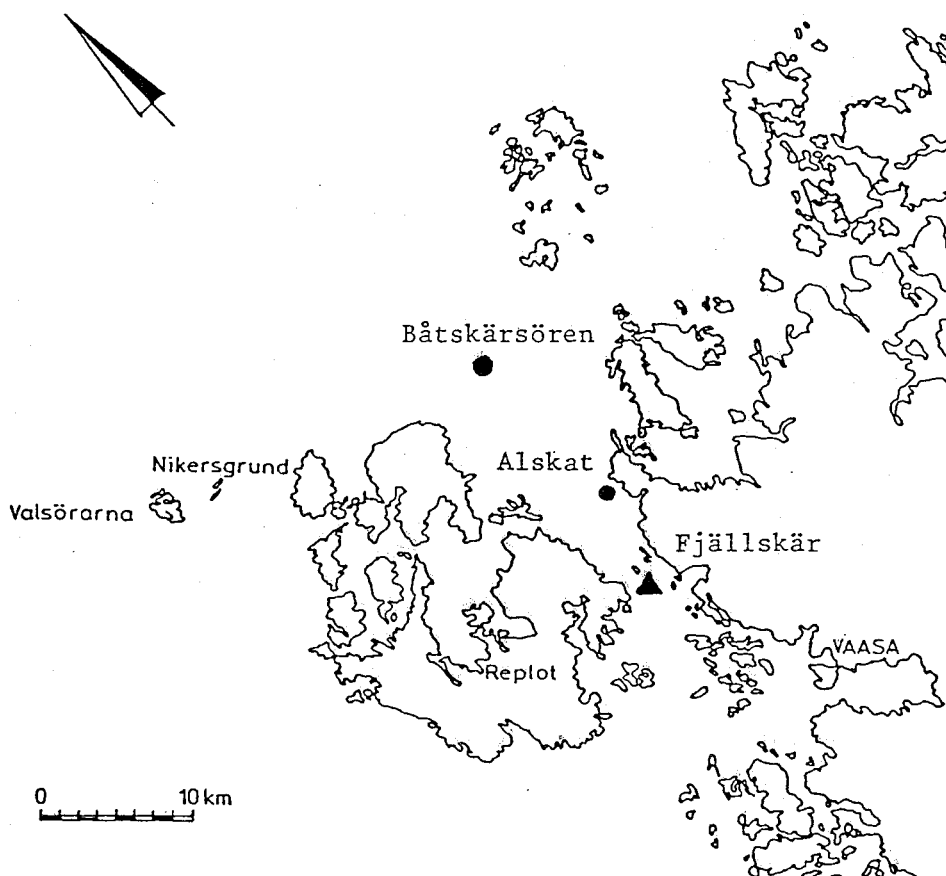


Fig. 1. Lokaler där Lymnaea peregra (•) och råvatten (▲) insamlades.

Snäckorna lösgjordes försiktigt från stenarna och sattes därefter i 10 l plastämbare för transport till laboratoriet. Där fördes snäckorna över i 50 l sår med bottensubstrat från insamlingslokalerna. Vattnet syresattes konstant av syrepump. Både vatten och substrat byttes en gång i veckan.

Alla testen utfördes i rumstemperatur (+ 22 C). Detta ledde till att vattentemperaturen i akvarierna stabiliserades på 20 C. Eftersom havsvattnets temperatur var 5-10 C acklimatiserades snäckorna under en veckas tid till + 14 C i ett kallt utrymme. Två dygn innan testet inleddes flyttades snäckorna till testutrymmet och satte där i 50 l sår med fjorton gradigt vatten och utan föda. Under de två dygn som

sån befann sig i testutrymmena steg temperaturen på vattnet i den till + 18 C. Därefter hölls temperaturen konstant i ett dygn före snäckorna fördes över i testakvarierna.

## 1.2 Testmedia

### 1.2.1 Havsvatten

Havsvattnet som användes för testerna togs ca. 2-5 km söderom platserna där snäckorna insamlades (fig. 1.). Råvattnets kvalitet framgår av tab. 1.

Tab. 1. Kvaliteten hos havsvattnet som användes i testerna.

Parameter	koncentration
O <sub>2</sub>	11,7 mg/l (mättnad 91%)
pH	7,5
Tot. N.	260 ug/l
Tot. P.	12 ug/l
Klorofyll	3,2 ug/l
Salinitet	4,4 o/oo
Oljehalt	0,5 ug/l

### 1.2.2 Olja och dispersant

I akvarietesten användes tung brännolja från Neste Oys filial i Vasa. Oljans typbeteckning var POR 180. Den var framställd av sovjetisk råolja. Oljan var av samma typ som den som läckte ut vid m/s Eiras grundstötning hösten 1984. Från tab. 2. framgår oljans kvalitet.

Tab. 2. Kvaliteten hos oljan i akvarietesten (Neste Oy informations broschyr).

Parameter	
Svavel	2,3 vikt-%
Flampunkt	75 C
Täthet, 15 C	960 kg/m <sup>3</sup>
Viskositet, 50 C	175 mm <sup>2</sup> /s
Effektivt värmevärde, beräknat	40,8 MJ/kg
Vatten	<1 vol-%
Sediment	<0,1 vikt-%
Aska	<0,1 vikt-%
Vanadin	115 mg/kg
Natrium	16 mg/kg
Nickel	30 mg/kg
Glödgningsrest	11 vikt-%

Dispergeringsmedlet som användes i testerna var Finasol OSR 5 Concentrate. En sammanfattning av dess egenskaper finns i tab. 3. Huvudkomponenten i dispergeringsmedlet är glykoleter. Tillsatsämnen är fettsyre-, polyolestrar och natriumalkylsuccinat. Organiska lösningsmedel utgör > 10% (Tekno 1979). Dispergeringsmedlens uppgift är att sönderdela oljan till små droppar. När olja kommer i kontakt med vatten startar en emulgering av oljan genast och en skadlig vatten i olja emulsion "chocolad mousse" kan bildas. Detta kan förhindras genom att använda dispergeringsmedel (Hansenson 1979).

Tab. 3. Sammanfattning av några egenskaper hos dispergerings-Finasol OSR 5 Conc. (Tekno 1979).

Form	färglös vätska
Täthet 15/4 C	1,02 kg/l
pH (10% lösning)	8,5
Löslighet i vatten	100 %
Flampunkt	106 C

Vid de låga salthalter som råder i Bottniska viken (3,5-6 o/oo) rekommenderas en 15% blandning av medlet vid oljebekämpning ute till havs och en 0,5% blandning vid sanering av stränder (Tekno 1980).

### 1.3 Oljehalten i vattnet

Eftersom den olje/vatten dispersion man erhåller vid mekanisk omblandning är instabil togs vattenprover för fastställandet av vattnets oljehalt under hela test 1. I samband med tillsatsen av oljan blandades den om mekaniskt under fem minuter. Därefter fick olje/vatten blandningen stabilisera sig under 30 min. Proverna togs genom att med pipett suga upp 10 ml ur alla tre parallellakvarierna. Pipetten sänktes ned genom röret som gick genom oljefilmen (fig.2.). Provet fördes över i extraktionsflaska och späddes ut till 1000 ml med destillerat vatten. De i vattnet lösta eller dispergerade kolvätena extraherades med n-hexan. Denna fas separerades och dess fluorescensspektra mättes vid 360 nm (excitationsvåglängd 310). Som referens användes olja av typ POR 180 (UNESCO 1976, Tervo 1980). Analysen utfördes vid Havsforskningsinstitutet. Proverna togs enligt följande tidsschema: 0, 1, 5, 10, 24, 48, 72, och 96 timmar efter oljetillsatsen.

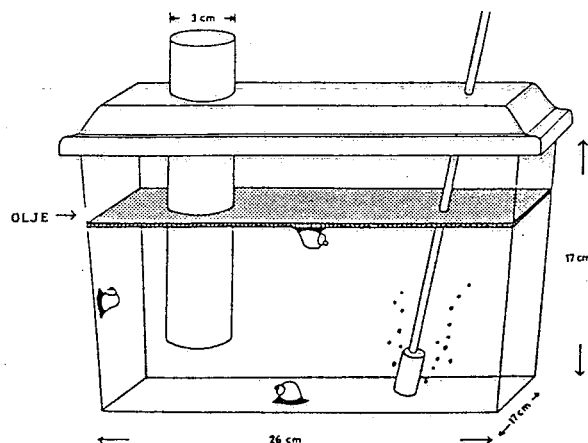


Fig. 2. Testakvarie

#### 1.4 Ackumulering av olja i snäckorna

Oljehalten i snäckorna analyserades från snäckor i test 1. Prover togs från kontrollakvarier, samt från akvarier där det fanns 0,1 vol-% och 10 vol-% olja. Snäckorna togs ur akvarierna vid testets slut, skjölades med aceton och sattes i folie och frystes ned (- 18 C). Analyserna av oljehalten utfördes vid Miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä Universitet. Analysmetodiken finns beskriven i Paasivirta et al. 1980.

#### 1.5 Testuppläggning

Akvarietesten utfördes i 5 l akvarier av hårdplast som fylldes med 4 l havsvatten. Alla test varade i 96 timmar. Snäckorna fick ingen föda under testen. Vattnet syrsattes med luftpump under hela försöket. Syrehalten kontrollerades i början och slutet av testen. Den varierade mellan 7,5 mg/l (83 % mättnad) och 9,3 mg/l (101 % mättnad).

Oljan tillsattes med 100 ml och 5 ml injektionssprutor. Vattnet och oljan blandades manuellt med visp under 5 min. I slutskedet av omblandningen sänktes ett plaströr ned i akvariet. Genom att föra oljefilmen åt sidan vid nedsänkningen av röret hölls vattenytan inne i röret utan oljefilm. Stor vikt sattes vid att ingen olja fanns på vattenytan i röret. Därefter fick olja/vatten-blandningen stabiliseras under 30 min.

Dispergeringsmedel tillfördes också med injektionsspruta. Vid test där både olja och dispergeringsmedel ingick tillfördes olja först varefter dispergeringsmedlet sprutades över oljefilmen i samband med omrörningen. De svagaste disper-santlösningarna blandades utgående från en 1% stamlösning.

Alla koncentrationer av olja, dispergeringsmedel och rent havsvatten fanns i tre paralleller vid varje test. Antalet snäckor per akvarium varierade mellan 7 och 15 individer. Snäckorna representerade alla storleksklasser mellan 7 och 17 mm.

De tre parallellakvarierna för varje testkoncentration behandlas som parallellprover. Aktiviteten hos snäckorna anges som medeltalet för parallellerna. Vid framställningen av resultaten anges också medeltalets medelfel för observationerna.

#### 1.6 Testutförande

Samtliga snäckor i ett akvarium fälldes samtidigt ned i akvariet via ett rör så att de ej kom i kontakt med oljefilmen på ytan. Aktiviteten hos snäckorna uppskattades genom att räkna procenten snäckor som rörde sig i en bestämd riktning vid följande tidpunkter efter nedfällningen: 1, 5, 10, 30 och 60 minuter. Därefter uppskattades aktiviteten minst tre gånger per dygn (morgon kl. 8.30, middag 12.30 och kväll 15.30) under hela testet. Procenten som rörde sig vid de olika tidpunkterna är uträknad utgående från det ursprungliga antalet snäckor som tillförts akvariet. Detta eftersom fastställandet av när en snäcka dött visade sig vara svårt.

Eventuellt döda snäckor inräknades alltså i aktivitetsprocenten. Antalet döda snäckor under testen bestämdes vid testets slut genom att kontrollera om snäckorna reagerade på nålstick i foten.

Observationer gjordes också av hur snäckorna spred sig i akvarierna (fäste sig vid väggarna, på oljefilmen, ovanför vattenytan) och huruvida de hade svårigheter med balansen.

## 2 RESULTAT

### 2.1 Vattnets oljehalt

Vid test 1 blandades följande oljemängder 4 ml (0,1 vol-%), 40 ml (1 vol-%) och 400 ml (10 vol-%) med 4000 ml havsvatten. Från fig.3. framgår att halten löst olja växte lineärt med tillsatt mängd olja.

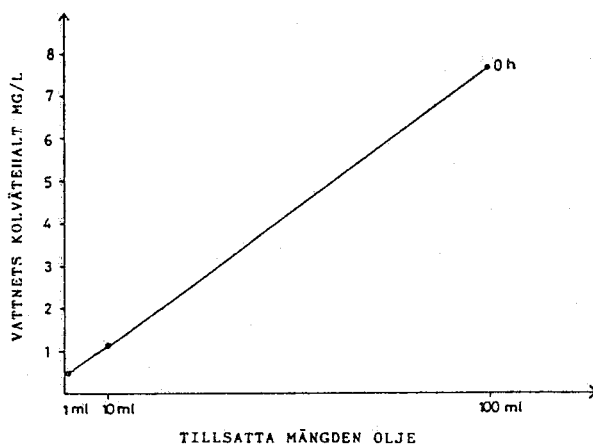


Fig.3. Den tillsatta mängden olja och dess förhållande till mängden löst olja i vattnet vid testets början.

I början av testet var oljehalten i vattnet ca. 10 gånger större i 10 vol-% än i 1 och 0,1 vol-% (fig.4). Men redan efter fem timmar hade oljehalten i den 10 % blandningen sjunkit så kraftigt att den nått nästan samma nivå som i 1% och 0,1% blandningarna (från 7,6mg/l till 1,3 mg/l). Den kraftiga initialsänkningen i den 10% blandningen beror på att en del av oljan som blandats med vattnet vid omrörningen efter en tid stiger upp till ytan och förenar sig med oljeskiktet. Därefter kommer en del av denna olja att avdunsta till luften. Ingen sänkning skedde under återstoden av testet. I de båda lägre koncentrationerna förblev oljehalten ungefär desamma under hela testet.



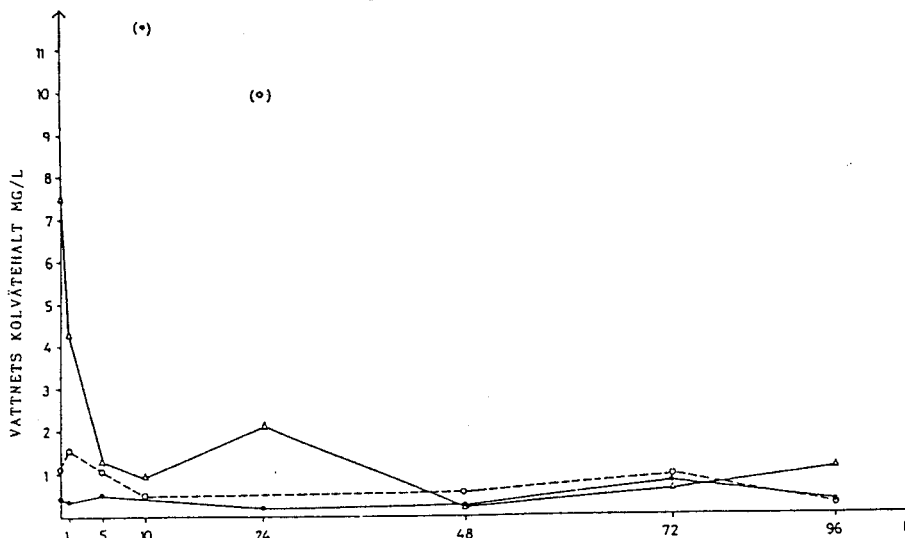


Fig. 4. Förändringar i vattnets oljehalt med tiden under test 1. 0,1 % - (●—), 1 % - (○---) och 10 % - (△—) oljelösningar.

I kontrollakvarierna med rent havsvatten var oljehalten i vattnet 0,5 ug/l vid testets början. Vid testets slut hade oljehalten stigit till 4 ug/l. Eftersom luftkonditioneringen i testutrymmena var bristfällig verkar det som en del av de kolväten som avdunstade till luften från de övriga akvarierna skulle ha "fallit ned" över referensakvarierna.

## 2.2 Aktivitet och mortalitet

### 2.2.1 Test 1

Rörelseaktiviteten hos snäckor exponerade för följande olje/vattnen blandningar 0,1, 1, 10 vol-% studerades (fig. 5). I alla blandningar var aktiviteten hög (60-80%) under den första timmen med en något högre aktivitet ju mindre olja som hade tillförts. Efter ett dygn stabiliserades aktiviteten till mellan 10 och 15 %. Ävenom skillnaderna mellan blandningarna var små förblev trenden densamma under hela testet.

Snäckorna i kontrollakvarierna var aktivare än de i oljekontaminerat vatten under hela testperioden. Efter den höga initialaktiviteten under den första timmen stabiliserades nivån till ca. 30 %.

I kontrollen och 0,1 % dog inga snäckor under testet. I 1% och 10 % hade 9 % dött vid utgången av testet.

### 2.2.2 Test 2

Snäckorna exponerades för olja (10 vol-%), dispergeringsmedel (0,1 vol-%) och dispersant/ oljeblandning (4 ml dispergeringsmedel/400 ml olja) (fig. 6). Efter ett, två och tre dygns exponering flyttades snäckor från samtliga blandningar över i rent vatten för att se om de återhämtar sig.

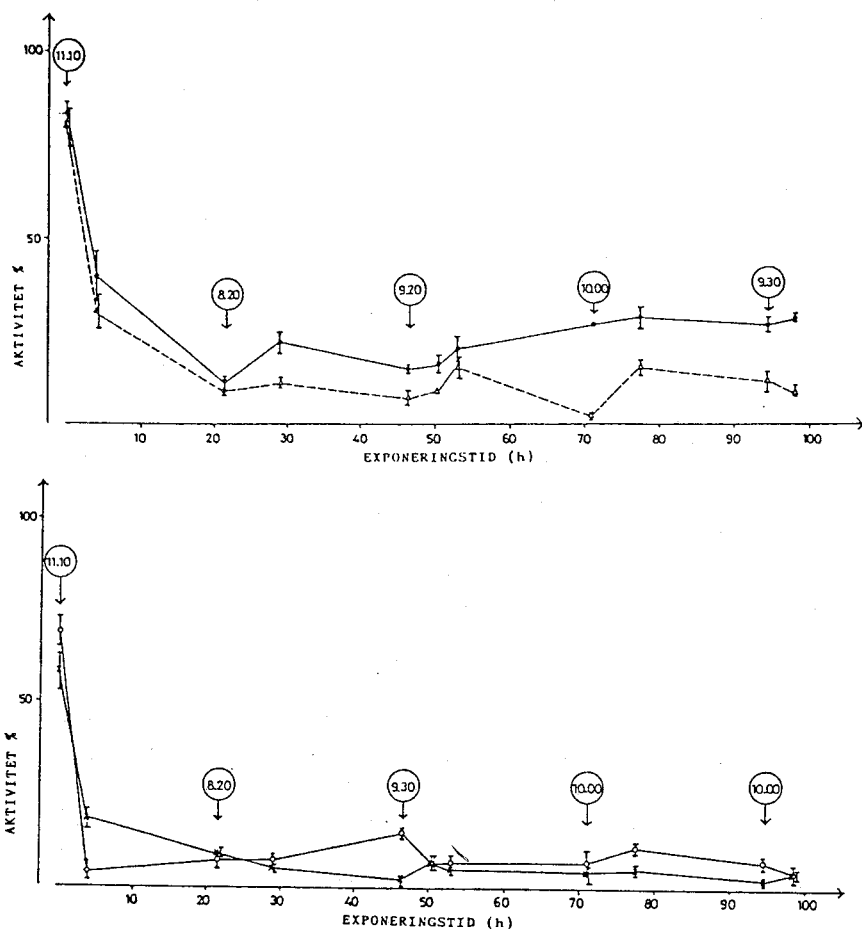


Fig. 5. Test 1. Rörelseaktiviteten hos snäckor exponerade för 0,1 % ( $\Delta$ -----), 1 % ( $\circ$ —) och 10 % ( $\times$ —) oljeblandningar under 96 h. Kontroll ( $\bullet$ —) Dygnets första observation  $\circ$

Snäckorna i 10 % olja uppvisade samma aktivitetsmönster som i test 1 med den skillnaden att aktiviteten stabiliserades på en något högre nivå (20%). När snäckorna som exponerats ett dygn flyttades över i rent vatten uppvisade de en initialtopp i aktiviteten redan inom en minut. Därefter stabiliserade sig deras aktivitet på samma nivå som kontrollen (40%) (fig. 7.). Snäckor som exponerats två dygn reagerade långsammare på rent vatten. De blev successivt något aktivare under de första 6 timmarna, men deras aktivitet stabiliserade sig på samma nivå som de som var i olja under hela testet (20%) (fig. 7.). Snäckor som exponerats för olja i tre dygn reagerade svagt på rent vatten.

Snäckor exponerade för 0,1 % dispersant rörde sig svagt under de första 20 minuterna (5%). Efter en timme slutade snäckorna röra sig och förblev orörliga under resten av försöket. Efter ett dygn flyttades snäckor från ett akvarie över i rent vatten. När snäckorna tillbringat en timme i rent vatten uppvisade de en aktivitet på 40 %. Efter tre timmar stabiliserade sig aktiviteten på 15 %. De snäckor som exponerats två och tre dygn uppvisade inga livstecken efter överflyttning till rent vatten (fig. 8.).

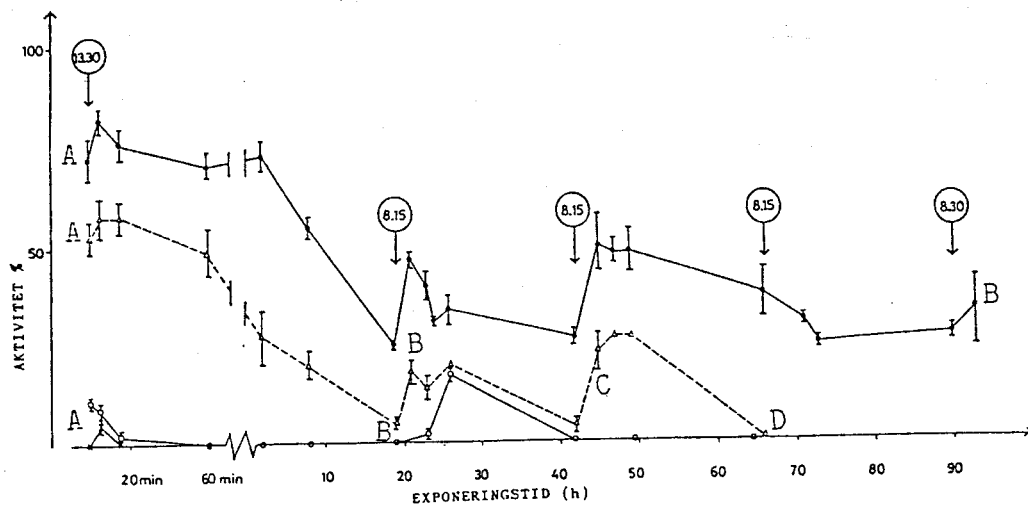


Fig. 6. Test 2. Rörelseaktiviteten hos snäckor exponerade för 0,1 % dispersant (x—), 10 % olja (Δ---) och 1/100 dispersant/olja (4 ml dispersant till 400 ml olja) (○—). Kontroll (●—). Mellan bokstäverna A-B anger värdet medeltalet hos tre akvarier, B-C medelvärdet från två akvarier och C-D värdet från ett akvarie. Dagnets första mätning ○

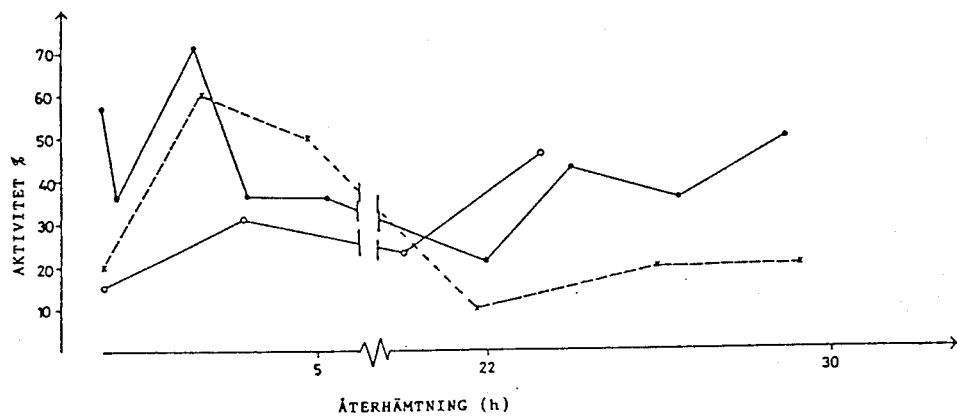


Fig. 7. Återhämtning i rent vatten hos snäckor exponerade ett (●—), två (x---) och tre (○—) dygn för 10 % oljeblandning.

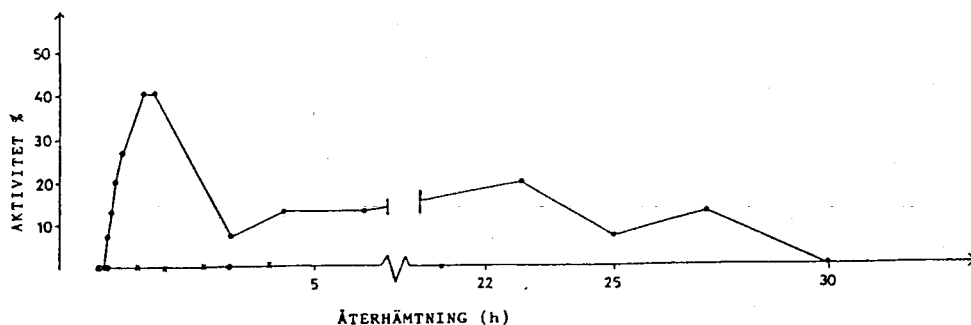


Fig. 8. Återhämtning i rent vatten hos snäckor exponerade ett (●—), två (x---) och tre (○—) dygn för 0,1 % dispersantlösning.

Snäckor exponerade för dispersant/olja uppvisade en svag aktivitetstopp efter en minuts exponering, varefter aktiviteten sjönk till noll. Efter 20 timmars exponering uppvisade de en aktivitetstopp igen, varefter de förblev orörliga. De snäckor som efter ett dygns exponering flyttades över i rent vatten reagerade på retning med nål, men rörde sig inte målmedvetet åt någon viss riktning (fig. 9.).

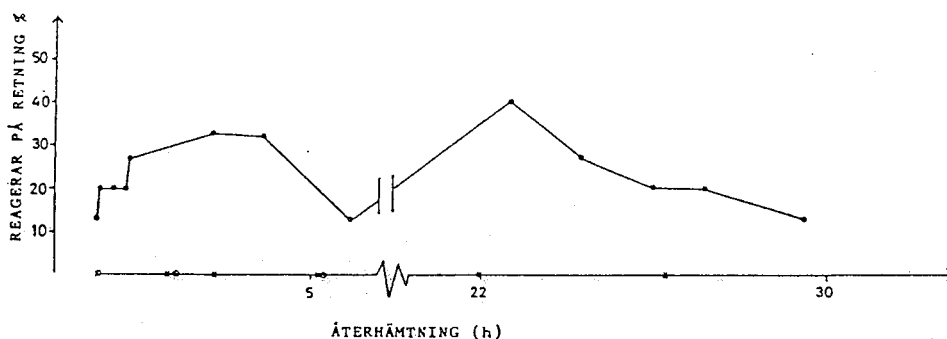


Fig. 9. Återhämtningen i rent vatten hos snäckor exponerade ett (●—), två (×---) och tre (○—) dygn för 4 ml dispersant och 400 ml olja i 4 l havsvatten.

Experimentet visade att snäckor som exponerats en kort tid (24 h) för olja kan återhämta sig helt om de kommer i kontakt med rent vatten. Efter en längre tids exponering går återhämtningen långsammare. Huruvida de kan återhämta sig helt då kom inte fram i detta experiment.

En kort tids exponering (1 h) för höga halter dispergeringsmedel (0,1 vol-%) förlamar snäckorna helt. Dock kan de delvis återhämta sig om de inom ett dygn kommer i kontakt med rent vatten.

Snäckor i dispersant/olja var aktivare något längre än de som exponerats för rent dispergeringsmedel. Men efter ett dygn var de i så dålig kondition att de inte nämnvärt reagerade på rent vatten.

Tab. 4. Mortaliteten under test 2.

Testkonc.	Exponeringstid	Mortalitet
Kontroll	96 h	7 %
10 % olja	24 h	7 %
10 % olja	48 h	7 %
10 % olja	96 h	23 %
0,1 % dispersant	24 h	60 %
0,1 % dispersant	48 h	100 %
0,1 % dispersant	96 h	100 %
1/100 disp./olja	24 h	60 %
1/100 disp./olja	48 h	100 %
1/100 disp./olja	96 h	100 %

Av tab. 4. framgår att mortaliteten var fem gånger större vid 96 h exponering för 0,1% dispersant än för oljan. Dispersant och dispersant/olja ledde båda till att samtliga snäckor dog inom 48 h.

### 2.2.3 Test 3

För att testa hur snäckorna reagerar på lägre halter än 0,1 vol-% dispergeringsmedel testades de i följande dispersant-koncentrationer: 0,0001, 0,001 och 0,01 vol-% (fig. 10).

Koncentrationerna 0,0001 och 0,001 inverkar inte negativt på aktiviteten, snarare verkade det som om låga halter skulle vara aktiverande. Vid exponering i 0,01% stabiliserades snäckornas aktivitet på en märkbart lägre nivå än i de övriga koncentrationerna. Fluktuationerna i aktiviteten var betydligt större i 0,0001 och 0,001% än i referensakvarierna och 0,01%.

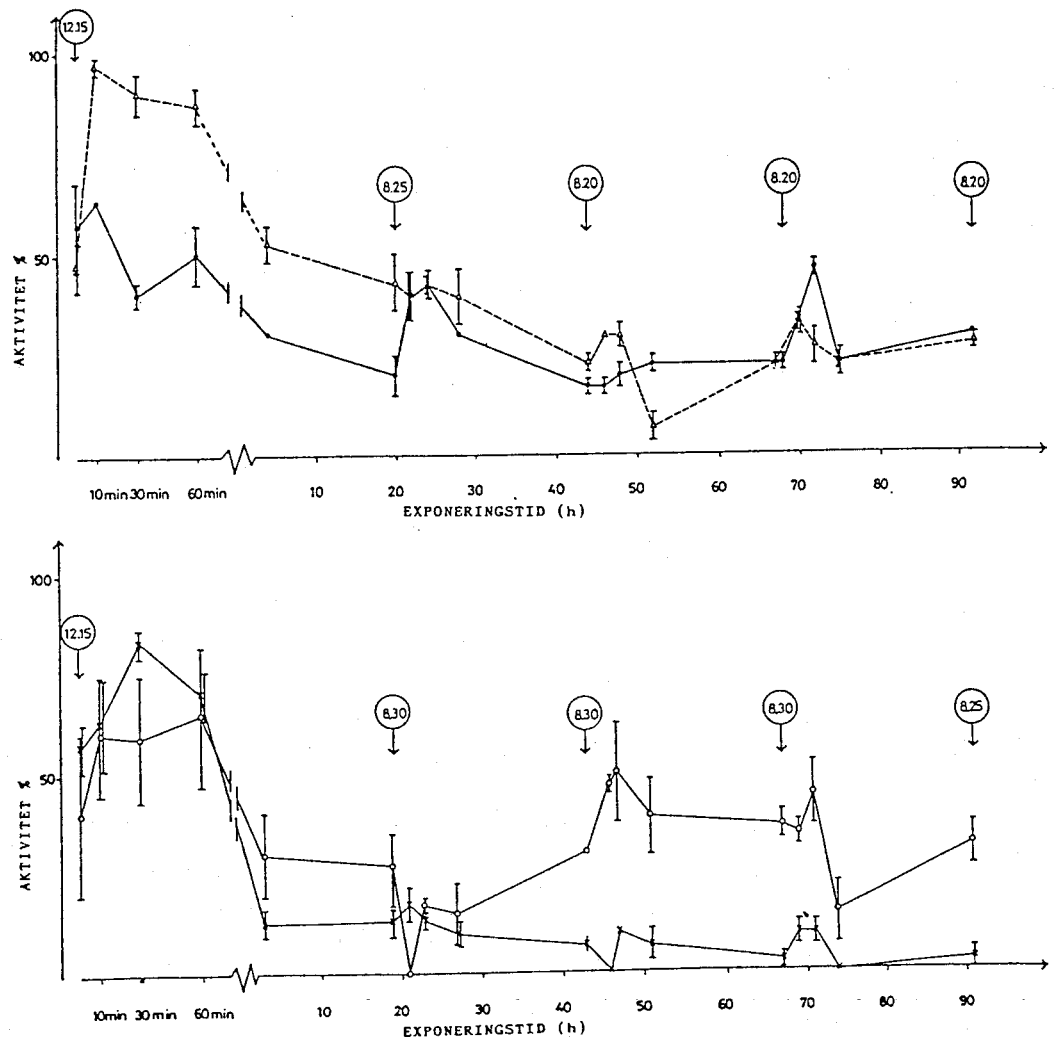


Fig. 10. Test 3. Rörelseaktiviteten hos snäckor exponerade för 0,0001 % ( $\triangle$ ---), 0,001 % ( $\circ$ —) och 0,01 % ( $\times$ —) dispersantlösningar under 96 h. Kontroll ( $\bullet$ —). Dygnet's första observation  $\circ$

Mortaliteten i de olika koncentrationerna var:

1. Kontrollakvarierna	0 %
2. 0,0001 %	10 %
3. 0,001 %	18 %
4. 0,01 %	20 %

### 3.2.4 Test 4

Avsikten med experimentet var att testa hur snäckor reagerar på olika halter av dispergeringsmedel och olja. Olja tillsattes så att följande blandningar erhöles A = 0,01, B = 0,1 och C = 1 vol-% olja. Därefter tillsattes dispergeringsmedel så att dispersant/olja kvoten blev 1:20 i alla koncentrationer.

I akvarie med den svagaste disp/olja blandningen var snäckornas aktivitet av samma storleksordning som hos kontrollen (fig. 11). I tio gånger starkare blandning var snäckorna mycket aktiva under den första timmen (90%). Därefter sjönk aktiviteten och stabiliserade sig på 20%. I den starkaste blandningen dog snäckorna nästan omedelbart de sattes i akvarierna (fig. 11).

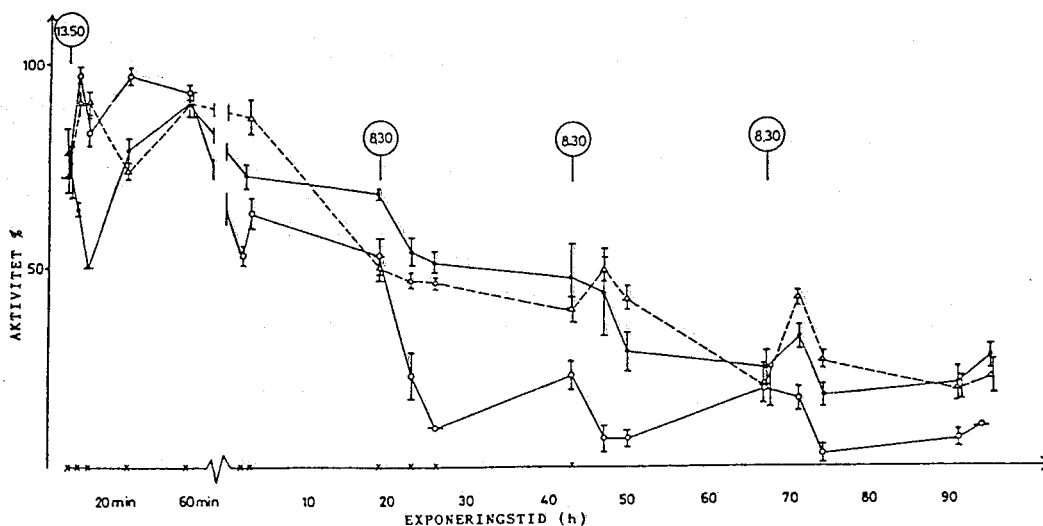


Fig. 11. Rörelseaktiviteten hos snäckor exponerade för dispersant/olja lösningar (1/20). A ( $\triangle$ ---), B ( $\square$ —), C ( $\times$ —) och kontroll ( $\bullet$ —). Dygnet's första observation  $\circ$

Av någon anledning sjönk snäckornas rörelseaktivitet under experimentets gång också i kontrollakvarierna. Aktivitetsnivån var dock betydligt högre hos kontrollen än hos de två högsta dispersant/olja blandningarna.

Mortaliteten i de olika blandningarna var:

1. Kontrollen	4 %
2. Blandning A	3 %
3. Blandning B	13 %
4. Blandning C	97 %

### 2.3 Dygnsrytm

I de flesta testen (test 1, 2 och 3) kunde man skönja en dygnsrytmik i snäckornas aktivitet. Den aktivaste perioden under dygnet inföll från kl. 12.00 till 1500. Eftersom belysningen i testrummet tändes kl. 8.00 och släcktes 16.30 följde belysningsförhållandena i stort de som rådde utomhus i september och oktober. I de test där snäckorna uppvisade aktivitet var dygnsrytmen densamma i olje och dispersant kontaminerat vatten och kontrollakvarierna. Det verkar som om rytmen inte skulle påverkas av kontaminerat vatten trots att aktivitetsgraden sjunker.

### 2.4 Övriga observationer

Under alla test observerades att snäckorna kunde röra sig både under och genom oljefilmen på vattenytan utan att oljan helt klibbade fast vid dem. Ibland sågs snäckor med olja fastklibbad vid skalet. De kunde röra sig rätt långa sträckor i akvariet dragande på en sträng av olja. På detta sätt bidrog de också till att oljan spreds från ytan till akvariets väggar och botten. Ju större mängd olja som tillförts akvariet desto fler snäckor hade tidvis olja fastklibbat vid skalet.

I alla akvarier där olja fanns var snäckornas avföring betydligt mörkare färgad än i referensakvarierna. Ävenom inga direkta iakttagelser gjordes av snäckor som åt olja så rörde de sig längs undersidan av oljefilmen på samma sätt som när de skrapar föda från stenar.

Redan efter ett dygn i 10% oljeblandning uppvisade en del snäckor beteenderubbningar. De hade svårt att hålla sig på rätt köl och kunde under långa tider (10-24h) ligga på rygg och svänga med antennerna. Efter två dygn kunde samma beteenderubbningar observeras hos de som exponerats för 1% oljeblandning. I 0,1% oljeblandning kunde inga dylika rubbningar iakttas.

I 0,1% dispersantlösning blev snäckorna mer eller mindre förlamade genast. De försökte röra sig men de kom ingens-tans. Alla blev kvar på botten eftersom de inte kunde hålla sig fast på väggarna. De avsöndrade också rikligt med slem. Efter ett dygn fick deras fot en gråaktig färg och de reagerade endast svagt på retning med en nål. Det är troligt att dispersanten löste upp fettskiktet på snäckornas fot, vilket ledde till att fotens färg förändrades. Även i dispersanthalter på 0,001 och 0,01 % hade en del snäckor svårigheter med jämvikten. När de kröp fram längs botten kunde man se hur de svajade till ibland.

Vid sista testet lade två snäckor rom. Den ena i referensakvariet och den andra i 0,01% olja+dispersant. Efter testets slut fick äggsamlingarna bli kvar i sina respektive akvarier i två veckor. Därefter flyttades de över i akvarier med rent vatten och föda. Ur vardera äggsamlingen utvecklades ca. 40 st. Lymnaea peregra. Efter 1.5 månader var snäckorna 0.1 mm stora.

## 2.5 Oljekolväten i vävnaderna

## 2.5.1 Alifatiska kolväten

Analysresultaten av L. peregra visade att snäckor som exponerats för 0,1 och 10 vol-% oljeblandningar hade högre halter av n-alkaner än referensproverna (Tab.4). Skillnaden i halten av n-alkaner mellan snäckor exponerade för de båda oljehalterna var små.

Tab. 4. Gaskromatografisk analys av n-alkaner i snäckor från test 1. A = kontroll, B = 0,1 % och D = 10 % oljelösning. Koncentrationerna i ug/g våtvikt.

Prov	C12	C13	C14	C15	C16	C17	C18	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26	C27	C28	C29	C30
A	0.00	0.01	0.15	0.04	0.89	0.27	0.98	0.07	0.69	0.92	0.35	0.09	0.14	0.07	0.07	0.04	0.03	0.02	0.01
B	0.06	0.12	0.63	0.56	3.11	1.38	3.61	1.73	3.11	1.55	1.90	0.99	0.86	0.55	0.43	0.23	0.14	0.10	0.06
D	0.04	0.06	0.70	0.22	2.96	0.54	3.87	0.80	3.11	0.89	1.76	0.52	0.64	0.29	0.29	0.16	0.11	0.08	0.03

Vid gruppering av kolväten enligt resultat från gaskromatografi (tab. 5) framgick att snäckor i 0,1 vol-% hade ca. fem gånger högre och de i 10 vol-% två gånger högre halter än snäckorna i referensakvarierna. Det verkar alltså som om snäckor exponerade för lägre halter skulle få i sig mera oljekolväten än de som exponerades för högre halter (fig. 12).

Tab. 5. Gaskromatografiska analysresultat av snäckor från test 1. A = kontroll, B = 0,1 % och D = 10 % oljeblandning. Koncentrationerna i ug/g våtvikt. SA = summan av n-alkaner från tab. 4, MR = övriga resolverade alifater, UCM = icke resolverade alifater, RES = totala mängden resolverade alifater, PRIS = pristan, FYT = fytan.

Prov	SA	MR	UCM	RES	PRIS	FYT	PRIS/FYT
A	4.841	0.511	21.145	5.406	0.028	0.026	1.077
B	21.122	7.040	86.345	29.501	0.576	0.763	0.755
D	17.044	3.722	32.644	21.097	0.150	0.181	0.829



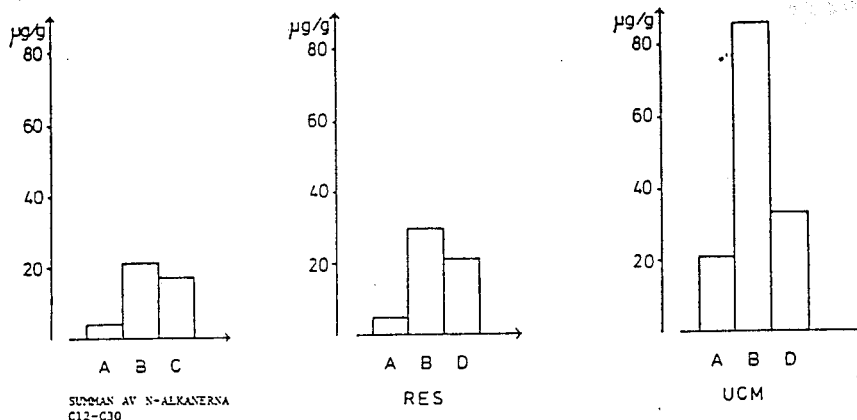


Fig. 12. De alifatiska kolvätehalterna i snäckor exponerade för olja i 96 h (test 1). A = kontroll B = 0,1 % och D = 10 % oljeblandning. Koncentrationerna i µg/g våtvikt.

### 2.5.2 Aromatiska kolväten

Hos snäckor som exponerats för 0,1 och 10 vol-% olje blandning var halterna av opolära aromatiska föreningar högre än hos referenserna för alla föreningar utom naftalen (tab. 6). Tre bentsotiofen alkylsubstituenten påträffades i snäckorna som exponerats för olja. I kontroldjuren fanns inte dessa föreningar. Metyldibenzotiofen hittades också från kontroldjuren men mycket mindre än i snäckor som var i oljelösningar. Vid en jämförelse av snäckor exponerade för 0,1 och 10 vol-% kan man se att snäckorna i den lägre koncentrationen i allmänhet uppvisade högre halter av aromater än de i 10-vol% (fig.13).

Tab. 6. Halter av opolära aromatiska föreningar/grupper i snäckor exponerade för olja enligt test 1. Koncentrationerna i µg/g våtvikt.

Föreningar	Prov A	Prov B	Prov D
1. Naftalen	4.275	6.319	0.397
2. Metylnaftalen	0.027	0.110	0.370
3. Dimetylnaftalen	0.013	0.565	0.643
4. Trimetylnaftalen	0.014	0.866	0.278
5. Tetrametylnaftalen	-	0.473	0.115
6. Bifenyl	0.013	0.132	0.194
7. Metylbifenyl	-	0.202	0.108
8. Dimetylbifenyl	-	0.819	0.210
9. Trimetylbifenyl	-	-	-
10. Antracen/-fenantren	0.083	3.536	2.138
11. Metylantracen/-fenantren	0.019	2.690	0.961
12. Dimetylantracen/-fenantren	-	-	-
13. Trimetylantracen/-fenantren	-	-	-
14. Tetrametylantracen/-fenantren	-	-	-
15. Pentametylantracen/-fenantren	-	-	-
16. Bentzotiofen	-	-	-
17. Metylbentzotiofen	-	0.029	0.048
18. Dimetylbentzotiofen	-	0.092	0.101
19. Trimetylbentzotiofen	-	0.296	0.125
20. Dibentzotiofen	-	2.722	0.020
21. Metyldibentzotiofen	0.026	2.157	0.755
22. Dimetyldibentzotiofen	-	-	-
23. Trimetyldibentzotiofen	-	-	-
24. Tetrametyldibentzotiofen	-	-	-

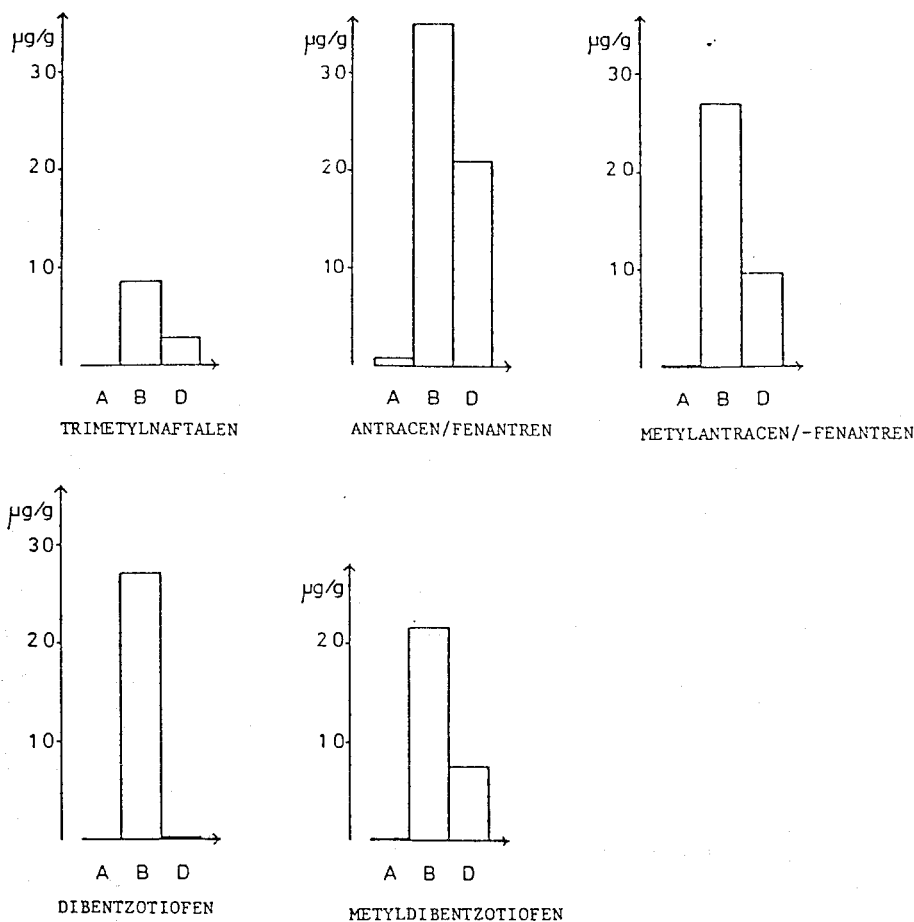


Fig. 13. Halterna hos några aromatiska kolväten i snäckor exponerade för olja i 96 h enligt test 1. A = kontroll, B = 0,1 % och D = 10 % oljeblandning.

### 3 DISKUSSION

Vattenlevande organismer uppvisar beteenderubbningar som respons på toxiska substanser redan före fysiologiska och morfologiska förändringar kan påvisas (Rand 1984). Eftersom beteendet hos de flesta evertebrater bygger på fixa rörelsemönster som utvecklats under lång tid för att anpassa organismen maximalt till sin miljö leder störningar snabbt till att individ gallras bort.

I Dicks 1973 kunde man observera hur snäckor (*Patella vulgata* L.) lossnade från klippor genom att råoljan påverkade fotmusklerna. Innan snäckorna hann återhämta sig blev de uppätta av predatorer eller transporterade av vattenströmmar till olämpligt habitat. Notini (1979) observerade efter oljeolycka i Sverige hur snäckor spolades ned på djupare vatten när oljan slog iland. Han fann dock att en del av snäckorna vandrade upp till strandzonen igen en tid efter olyckan. Nelson (1982) fann att antalet *Littorina* spp minskade när ekofiskolja förorenade strand, Kuiper et. al. 1984 fann tydliga störningar i förökningen hos *Littorina littorea* i

oljehalter på 100 - 400 ug/l, Ehrsam et al. 1972 fann att olja hade narkotisk effekt på två snäckarter vid halter på 23,3 - 41,0 ug/l beroende på exponeringstid. De fann också att snäckorna vanligen undvek oljefilmen. Lindén 1977 fann att rörelseaktiviteten hos Theodoxus fluviatilis påverkades negativt i oljehalter på 1350 ug/l (råolja). Eisler et al. 1973 fann att snäckorna Drupa granulata och Nerita forskali uppvisade stressymptom (svårigheter att stänga operculum, svårt att fästa sig vid sidor och botten av akvarie och ökad sekretion av slem) vid oljehalter på 3-30 ml/l (råolja). Blackman et al. 1985 fann att endel Littorina littorea initialrespons på oljehaltigt sediment var att de förblev orörliga.

Eftersom Lymnaea peregra i likhet med ett flertal av de ovannämnda snäckorna får sin föda genom att beta på mikroalger från stenar och makrofyter (Calow 1970, Skoog 1978) i strandzonen är den beroende av att foten har stadigt grepp om underlaget för att ej spolats bort. Skoog 1976 observerade att L. peregra vandrar högre upp på stranden vid högvatten för att sedan vandra ned igen när vattnet sjunker. Genom dessa vandringar kan organismerna tillgodogöra sig föda från ett bredare strandparti. Men det kräver också att snäckorna målmedvetet och någorlunda snabbt hinner vandra djupare ned när vattnet sjunker.

I testen i denna undersökning kunde man observera att aktiviteten hos L. peregra påverkades negativt redan i oljevatten blandningar på 0,1 %. Denna negativa verkan ökade dock inte i samma omfattning när oljevatten blandningen höjdes till 10%. Detta förklaras delvis av att trots att den lösta oljehalten i vattnet steg lineärt med ökad mängd tillsatt olja (fig. 3) så var tiden med stora koncentrationsskillnader mellan blandningarna kort (fig. 4). Eftersom snäckor som exponerats ett dygn i 10% blandning återhämtade sig snabbt om de flyttades över i rent vatten verkar det som om snäckorna uthärdar stora mängder olja i vattnet och även höga lösta halter en kort tid (ett dygn). Men redan efter två dygns exponering är återhämtningen långsammare. Trots att snäckorna kunde återhämta sig efter ett dygns exponering i 10% så var de både förslöade och hade jämviktssvårigheter redan under detta dygn. När den tillsatta oljemängden minskades uppträdde jämviktssvårigheter efter två dygn i 1% blandning och i 0,1% kunde inga rubbningar observeras.

På block och stenstränder där L. peregra vanligen förekommer finns ofta mer eller mindre avgränsade håligheter med ore-gelbundet vattenutbyte där andelen olja per vattenvolym kan förbli hög under långa tider. De snäckor som befinner sig i dylik miljö när oljespill når stranden måste reagera snabbt och fly området för att de skall överleva. Oljans förslöande verkan leder dock till att snäckorna istället rör sig mindre och ofta förblir orörliga. Isamband med Eiraolyckan kunde man också observera hur snäckorna flydde olja i fel riktning d.v.s upp mot land. Den förslöande effekt och problemen med jämvikten som snäckorna i testen uppvisade leder också snabbt till att de spolats bort från sitt habitat. När snäckorna blir i sämre kondition leder det till att predatorer angriper dem tex. Mesidothea entomon och olika fiskarter. Teal & Howarth 1984 fann att organismer med mjuk vävnad försvinner

inom en vecka efter att de dött. Eftersom det alltid förekommer ett stort antal tomma snäckskal på en strand betyder det att man skall vara på plats snabbt efter en oljeolycka för att direkt kunna observera hur stora mängder som dött. Tar man därtill i beaktande att vågor snabbt spolar bort döda snäckor är det uppenbart att det blir svårt att få grepp om förödelsens omfattning. Med resultaten från dessa akvarietest som en första grund kan man på basen av oljemängden på stranden dra slutsats om snäckor har någon möjlighet att överleva där. Genom att snäckorna ofta uppvisar en aggregerad fördelning längs stränderna (Gaten 1986) samtidigt som sten och blockstränder är svåra kvantitativt sampla är det bättre att uppskatta den negativa effekten på snäckor utgående från hur stor del av stränderna som har så stora mängder olja att snäckor inte kan leva där.

Resultaten visar tydligt att oljesanering med dispergeringsmedel bör utföras med stor försiktighet för att inte leda till ännu större skador på biotan än oljan ensam. Eftersom dispersantkoncentrationer på 0,1% leder till att snäckorna nästan genast dör, 0,01% sänker deras aktivitet och 0,001% leder till svårigheter med balansen bör vattenomsättningen vara mycket snabb för att djuren ej skall ta skada. För sanering av stränderna rekommenderar man en dispersantlösning på 0,5% (Tuote- esite A). På blockstränder med oljepåslag kan oljemängderna ställvis utgöra 0,1-1% av vattenvolymen. Då är det fullt tänkbart att man får en dispersant oljekvot på 1:20 samtidigt som oljan utgör 1% av vattenvolymen. Som påvisats i dessa experiment leder redan en mycket kortvarig exponering för dylika halter till att snäckorna dör. I ett flertal andra undersökningar har man också kommit till slutsatsen att om man ser evertebratfaunans bästa bör bekämpning med dispergeringsmedel i det längst undvikas (Landner 1977 Harty & McLachlan 1982). De erfarenheter som man har av oljespillens inverkan på strandfaunan i Östersjön tyder på att en återhämtning sker på en relativt kort tid (Leppäkoski 1976, Landner 1977) om detta sedan beror på verklig återhämtning eller på bristande nyansering vid undersökningarna och för kort uppföljningstid och dålig bakgrunddata är något oklart. Det är dock säkert att ingen har kunnat påvisa att strandfaunan som helhet skulle ha återhämtat sig snabbare efter sanering med dispergeringsmedel i Östersjön.

Av testresultaten framgår också att snäckorna uppvisar förhöjda halter av oljekolväten i sina vävnader redan efter fyra dygns exponering. Eftersom snäckorna inte erbjöds någon föda under experimenten kan de endast ha fått olja i sig direkt från vattnet eller genom att äta olja som sådan. Snäckorna rörde sig obehindrat längs undersidan av oljefilmen och ibland genom densamma. De kan ha fått olje i sig passivt vid andningen eller via huden eller genom att aktivt beta på oljehinnan. Inga undvikningsreaktioner på oljefilmen kunde observeras. Snäckorna var dock mindre aktiva ju större oljemängder som tillsattes och kom därför i mindre direkt kontakt med oljefilmen. Detta kan vara en orsak till att snäckorna i 10% oljeblandning uppvisade lägre halter av oljekolväten i sina vävnader än snäckor som exponerats för 0,1% (tab.4,5,6). Vid analys av oljekolväten i Lymnaea spp efter Eira olyckan uppvisade snäckorna betydligt högre halter av oljekolväten än i akvarietesten. UCM halterna var upp

till 20 gånger högre och RES 10 gånger högre hos snäckor som exponerats en till två månader för olja i sin naturliga miljö (Nyman et al. 1986). Akvarietesten och erfarenheterna efter oljeolyckan med Eira visar tydligt att snäckorna får i sig stora mängder olja vid en olycka. Även i ett flertal andra undersökningar har man visat att snäckor exponerade för olja uppvisar förhöjda halter i sina vävnader (Blackman et al. 1985). Man har också funnit att upptaget och utsöndringen av oljekolväten sker med olika hastighet beroende på art. Broman et al. (1986) fann att Mytilus edulis tar upp och avsöndrar oljekolväten snabbare än Macoma baltica. Inga uppgifter om hur L. peregra omsätter oljekolväten har påträffats. I en vidsträckt litteraturöversikt av Varanais & Malins 1977 kom man till att ingen tydlig anrikning av oljekolväten sker med ökad trofinivå. Man grundar sitt antagande på ett flertal undersökningar som visat att organismer avsöndrar oljekolväten när de kommer i kontakt med rent vatten. Varanais & Malins fann dock att rätt lite är känt om hur länge nedbrytningsprodukter blir kvar i organismer och hur låga temperaturer och olika salthalter påverkar bioackumuleringen.

Enligt en norsk undersökning (Grahl-Nielsen et al 1977, Grahl-Nielsen et al 1976 ref. Paasivirta et al. 1980) är förekomsten av trimetylnaftalener, dibenzotiofen, fenantren och metylfenantren hos organismer tecken på att de är oljekontaminerade. Ovannämnda föreningar samt metyldibenzotiofen och dimetyldibenzotiofen påträffades även i vattenlevande organismer efter Tsesis och Antonio Gramsci olyckorna (Boehm et al. 1979, Itämeren öljyvahinko 1979). Gilfillan et al. 1984 använde vid experiment med Mytilus edulis och Mya arenaria metyldibenzotiofener och dimetyldibenzotiofener som indikatorer på kontaminering av den aromatiska fraktionen av råolja. Vid testen med L. peregra påträffades största delen av de ovannämnda föreningarna i betydligt högre halter hos individer exponerade för olja än hos kontrollen (fig. 13). Även förekomsten av fyten hos marina organismer antyder att de är kontaminerade av olja (Clark & Blumer 1967, Ehrhardt & Heinemann 1975). På basen av undersökningarna ovan och experimenten med L. peregra verkar det som om både fyten och alkylsubstituerade bentzotiofener och dibenzotiofen skulle vara goda nyckelsubstanser för att påvisa oljeförorening hos ett flertal marina organismer. L. peregra verkar vara en lämplig indikator på oljeförorening eftersom arten förekommer allmänt, är lätt att insamla och uppvisar förhöjda halter av föreningar med ursprung från olja när den exponeras för olja.

För att underlätta och få en säkrare tolkning av resultaten av kolväteanalyserna borde en databank upprättas där kolvätesammansättningen hos några allmänna arter i Östersjön (Macoma baltica, Mytilus edulis, Theodoxus fluviatilis, Lymnaea peregra och Pontoporeia affinis) skulle vara tillgänglig. Dessa prover borde samlas in från olika delar av den finska kusten och under olika årstider. Bl.a. Ehrhardt & Heinemann (1975) har påvisat att halten av alifatiska kolväten hos Mytilus edulis varierar mellan 3 och 15,8 mg/kg våtvikt beroende på årstiden.

## LITTERATUR

- Blackman, R.A.A., Fileman, T.W., Law, R.J. & Thain, J.E. 1985. The effects of oil-based drill-muds in sediments on the settlement and development of biota in a 200-day tank test. International Council for the exploration of the sea. CM 1985/E:23 Marine Environmental Quality Committee Session V.
- Boehm, P.D., Barak, J., Fiest, D. & Elkus, A. 1979. The analytical chemistry of *Mytilus edulis*, *Macoma balthica*, sediment trap and surface sediment samples. (Eds.) Kineman, J.J., Elmgren, R. & Hansson, S. The Tsesis oil spill. U.S. Department of Commerce, NOAA. Boulder, Colorado. S.219-274. Broman, D & Ganning, B. 1986. Uptake and release of petroleum hydrocarbons by two brackish water bivalves *Mytilus edulis* L. and *Macoma balthica* (L.). *Ophelia* 25: 49-57.
- Calow, P. 1970. Studies on the natural diet of *Lymnea pereger obtusa* (Koblet) and its possible ecological implications. *Proc. malac.Soc.Lond.* 39: 203-215.
- Clark, R.C. & Blumer, M. 1967. Distribution of n-paraffins in marine organisms and sediment. *Limnology and oceanography* 12: 79-87.
- Dicks, B. 1973. Some effects of Kuwait crude oil on the limpet *Patella vulgata*. *Environ. Pollut.* 5: 219-29.
- Ehrsam, L.C., Jr., English, T.S., Matches, J., Weitkamp, D., Cardwell R., Legore, R.S., Steele, R.W. & Orhiem, R. 1972. Biological assessment of diesel spill in the vicinity of Anacortes, Wash., Sept. 1971, Final report. Texas Instruments, Inc., Dallas, Tex. (citerad från Johnson F.G. 1977. Sublethal biological effects of petroleum hydrocarbon exposures: Bacteria, algae and invertebrates. in *Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms*. Vol. II. Biological effects ed. D.C. Malins. Academic Press INC London.
- Eisler, R., Kissil, G.W. & Cohen, Y. 1973. 'Recent studies on biological effects of crude oils and dispersant mixtures to Red Sea macrofauna', U.S.E.P.A. Proc.-Seminar Method Monit. Mar. Environ. Washington Seattle, Oct. 1973. Citerad från Lindén 1977, se litteratur förteckning).
- Erhardt, M. & Heinemann, J. 1975. Hydrocarbons in blue mussels from the Kiel bight. *Environ. Pollut.* 9: 263-282.
- Gaten, E. 1986. Life cycle of *Lymnea peregra* (Gastopoda: Pulmonata) in the Leicester canal, U.K., with an estimate of annual production. *Hydrobiologia* 135: 45-54.
- Gilfillan, E.S., Page, D.S., Hanson, S.A., Foster, J., Hotham, J., Vallas, D. and Gerber, R. "Effects of test spills of chemically dispersed and nondispersed oil on the activity of aspartate aminotransferase and glucose-6-phosphate dehydrogenase in two intertidal bivalves, *Mya arenaria* and *Mytilus edulis*" in *Oil Spill Chemical Dispersants: Research, Experience and Recommendations*, STP 840. (Ed.) Tom E. Allen 1984 American Society for testing materials, Philadelphia. pp 299-313.

- Grahl-Nielsen, C., Neppelberg, T., Palmork, K.H., Westerheim, K & Wilhelmsen, S. 1976. Oljespillet fra T/T "Drupa" undersokelser vedrorende oje, vann og fisk. Organiska miljögifter i vatten, Nordforsk Miljövärdsssekretariatets publikation 1976:2 (ref. Paasivirta et al. 1980).
- Grahl-Nielsen, O., Westrheim, K. & Wilhelmsen, S. 1977 Determination of Petroleum Hydrocarbons in the Water. ICES CM:1977 / E:55
- Hansenson, B. 1979. Selvitys öljyvahinkojen torjunnassa käytettävistä kemiallisista dispersanteista. Neste Oy. Ympäristönsuojelu.
- Harty, B. & McLachlan, A. 1982. Effects of water-soluble fractions of crude oil and dispersants on nitrate generation by sandy beach microfauna. Marine Pollution Bulletin 13: 287-291.
- Kuiper, J., DeWilde, P. & Wolff, W. 1984. Effects of an oil spill in outdoor model tidal flat ecosystems. Marine Pollution Bulletin. 15: 102-106.
- Landner, L. 1977. Ekologiska effekter av oljeutsläpp till sjöss. Föredrag vid IVA:s konferens i oljeskydd, Stockholm 1977-11-01.
- Leppäkoski, E. 1976. Förorening och tillfriskning av kroniskt oljekontaminerat brackvattenområde. Organiska miljögifter i vatten. Tolfte Nordiska symposiet Visby 11-13 maj 1976. Nordforsk Publikation 1976:2.
- Lindén, O. 1977. Sublethal effects of oil on mollusc species from the Baltic Sea. Water, Air and Soil Pollution 8: 305-313.
- Nelson, W.G. 1982. Experimental studies of oil pollution on the rocky intertidal community of on Norwegian fjord. J.Exp.Mar.Biol.Ecol. 65: 121-138.
- Notini, M. 1979. Effects of the Tsesis oil on Fucus macrofauna. The Tsesis oil spill report 1979
- Nyman, C., Lax, H-G., & Vainio, T. 1986. M/S Eiras oljespill; Effekter på vattenkvaliteten och bottenorganismerna. Rapport till Miljöministeriet.
- Paasivirta, J., Sinkkonen, S., Pellinen, J. & Lahtiperä, M. 1980. Kemialliset analyysit simpukoista ja sedimenteistä. in Itämeren öljyvahinko 1979. ed. K. Pfister. Sisäasian-ministeriön, Ympäristönsuojeluosaston julkaisu A:2. s. 209-238
- Rand, G.M. 1984. The use of behavioral measurements to assess toxicant-induced stress in marine organisms. in Ecotoxicological testing for the marine environment. Ed. G. Persoone, E. Jaspers and C. Claus. State Univ. Ghent and Inst.Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium. Vol. 2.
- Skoog, G. 1976. Effects of acclimatization and physiological state on the tolerance to high temperatures and reactions to desiccation of Theodoxus fluviatilis and Lymnea peregra. Oikos 27: 50-56.
- Skoog, G. 1978. Influence of natural food items on growth and egg production of Lymnea peregra and Theodoxus fluviatilis (Mollusca). Oikos 31: 340-348.
- UNESCO. 1976 Guide to operational procedures for the IGOSS pilot project on marine pollution (petroleum) monitoring. Intergovernmental Oceanographic commission. Manuals and Guides 7.

- Tekno 1979. Käyttöturvallisuustiedote. Finasol OSR-5 Tta.  
Tekno oy Terästie 2 04220 Kerava.
- Tervo, V. 1980. Itämeren öljypitoisuuden tutkimus. Kemia-Kemi  
7: 455-45
- Tuote-esite A. 1980. Finasol OSR-5 tiiviste. Tta Tekno oy  
Terästie 2 04220 Kerava.
- Varanais, U. & Malins, D.C. 1977. Metabolism of petroleum  
hydrocarbons: Accumulation and biotransformation  
in marine organisms. In Effects of petroleum on  
arctic and subarctic marine environments and orga-  
nisms. Ed. D.C. Malins. Academic Press INC. London  
1977.



HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## ÅTERHÄMTNING HOS MAKROZOOBENTOS I LITTORALEN OCH PÅ MJUKBOTTEN EFTER EIRA OLYCKAN

English summary: Macrozoobenthic recolonization of the littoral and the soft bottom after an oil spill

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## AKVARIETEST AV RESPONSEN PÅ OLJA OCH DISPERGERINGSMEDEL HOS *LUMNAEA PEREGR* (MOLLUSCA)

English summary: Response of the *Lymnaea peregra* (mollusca: gastropoda) to oil and dispersant

HANS-GÖRAN LAX & TARU VAINIO

## RAAKAÖLJYN VAIKUTUS *LYMNAEA PEREGRAN* KÄYTTÄYTYMISEEN AKVAARIOKOKEEN PERUSTEELLA

English summary: Effects of crude oil on the behavior of *Lymnaea peregra* (Mollusca: gastropoda)

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:  
Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki  
puh. (90) 566 01/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-1120-3  
ISSN 0783-327X

HELSINKI 1988

Hans-Göran Lax & Taru Vainio

RAAKAÖLJYN VAIKUTUS LYMNAEA PEREGRAN KÄYTTÄYTYMISEEN  
AKVAARIOKOKEEN PERUSTEELLA

EFFECTS OF CRUDE OIL ON THE BEHAVIOR OF LYMNAEA PEREGRA  
(MOLLUSCA; GASTROPODA)

Hans-Göran Lax and Taru Vainio  
National Board of Water and Environments,  
Vaasa District Office  
Box 262, SF 65101 VAASA  
FINLAND

The effects of oil polluted water (crude oil) on the behavior of L. peregra were tested (4 l aquaria, static test, 96 h, no food added, surface slick not removed, water temp. +17 °C, S 4 o/oo, 3 parallel test/conc, 10 - 15 ind./aquaria). The activity of the snails was measured 3 times a day by counting the proportion of individuals crawling around within one minute. The activity of the snails was negatively affected in oil solutions of 0.1 to 1.0 vol-%. In the 1 vol-% oil solution the snails were paralysed after being exposed for 24 h and they were unable to crawl around for the next 24 h. The reproduction of the snails (egg laying) was negatively affected by oil. In the excrements of the snails small oil balls could be seen, more in the 0.1 vol-% solution than in the 1 vol-% solution. The mortality was two times higher in the 1 vol-% solution (40 %) than in the control (18 %).

## SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO	51
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	51
2.1	Koe-eläimet	51
2.2	Koevesi ja -öljy	52
2.2.1	Merivesi	52
2.2.2	Raakaöljy	52
2.3	Veden öljypitoisuus	52
2.4	Kokeen suoritus	52
2.5	Muut havainnot	53
3	TULOKSET	53
3.1	Veden öljypitoisuus	53
3.2	Raakaöljyn haihtuminen	54
3.3	Aktiivisuus	55
3.3.1	Koe I	55
3.3.2	Koe II	55
3.4	Muita havaintoja	56
4	TULOSTEN TARKASTELU	57
5	JOHTOPÄÄTÖKSET	60
	KIRJALLISUUS	61



## 1 JOHDANTO

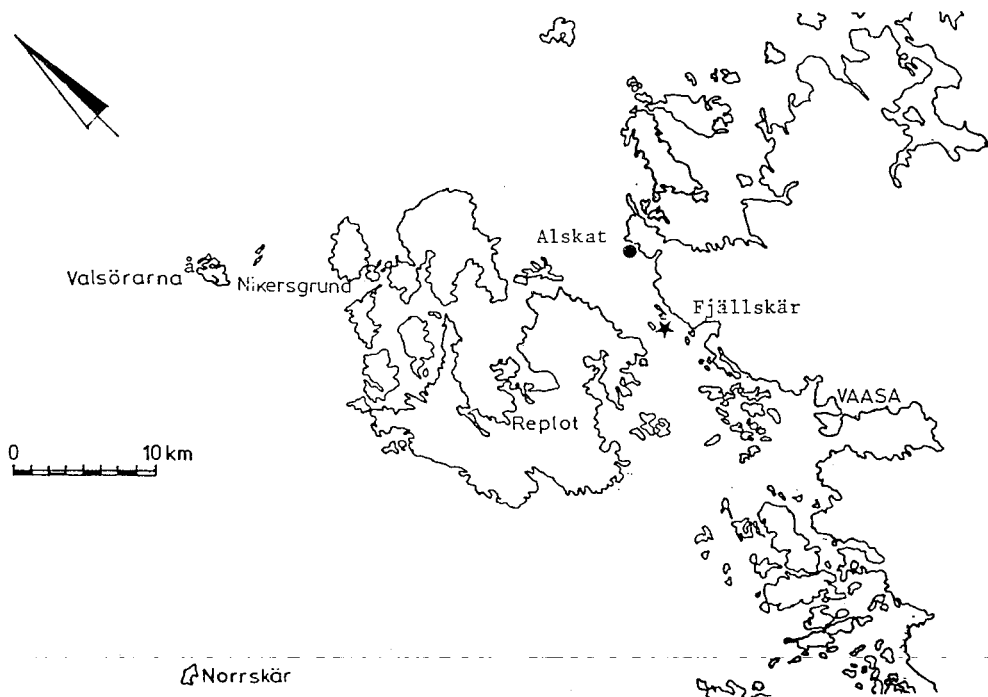
Syksyllä tehdyissä akvaariokokeissa (Lax & Vainio 1987) saatiin jo näyttöä siitä, että Lymnea peregra-kotilo soveltuisi ilmentämään öljykontaminaatiota vedessä. L. peregra-kotilonkäyttöbioindikaattorina on varteenotettava. Varsinkin Merenkurkussa ja Perämerellä, missä tavallisimmat indikaattorilajit, kuten Macoma baltica ja Mytilus edulis, esiintyvät harvalukuisina. Syksyllä 1986 tutkittiin raskaan polttoöljyn (m/s Eira), dispersanttin (OSR-5) sekä dispersantti/öljyseoksen vaikutusta L. peregraan.

Seuraavassa esitetyt kokeet, joissa tarkastellaan raakaöljyn (Antonio Gramsci) vaikutusta kotiloihin, ovat jatkoa edelliselle tutkimukselle. Laajempi kirjallisuusselvitys on esitetty edellisen tutkimuksen yhteydessä (Lax & Vainio 1987).

## 2 AINEISTO JA MENETELMÄT

## 2.1 K o e - e l ä i m e t

Akvaariokoetta varten kerättiin Lymnaea peregra-kotiloita puhtaalta kivikkorannalta 0,2 - 0,5 m syvyydeltä (kuva 1). Ensimmäistä koetta varten (koe I) kotilot kerättiin kesäkuun alussa 3.6.1987 (veden lämpötila +6,8 °C) ja toista koetta varten (koe II) 22.6.1987 (veden lämpötila +13,8 °C).



Kuva 1. Näytteenottopaikka, mistä • Lymnaea peregra kerättiin \* raakavesi.

Kotilot irrotettiin varovasti kivien päältä ja kuljetettiin laboratorioon ämpäreissä. Kotiloita säilytettiin saaveissa, joissa oli ilmastus sekä kiviä niiden kasvuympäristöstä.

Akvaariokokeet tehtiin huoneessa, jonka lämpötila oli +17 °C. Kotilot saivat aklimoitua 16 °C:een keskimäärin 5 päivää. Tänä aikana kotiloita ruokittiin, akvaarion vesi vaihdettiin ja kuolleet kotilot poistettiin.

## 2.2 K o e v e s i j a - ö l j y

### 2.2.1 Merivesi

Akvaariokokeissa käytettiin puhdasta merivettä, mikä oli haettu samalta alueelta kuin kotilotkin (kuva 1). Vedenlaatu tietoja on esitetty aikaisemmin Lax & Vainio 1987.

### 2.2.2 Raakaöljy

Akvaariokokeissa käytettiin Nesteeltä toimitettua venäläistä raakaöljyä. Se oli samantyyppistä kuin öljy, joka valui Antonio Gramscista mereen helmikuussa 1987. Öljyn tiheys oli 850 kg/m<sup>3</sup> ja viskositeetti noin 10 mm<sup>2</sup>/s.\* Öljyllä tehtiin haihdutuskoe, missä 4 ml raakaöljyä laitettiin petrimaljaan (3 rinnakkaista), jonka ala oli 59 cm<sup>2</sup>.

## 2.3 V e d e n ö l j y p i t o i s u u s

Koe I:stä varten laitettiin 4 ml ja 40 ml raakaöljyä 4 000 ml merivettä samalla voimakkaasti sekoittaen 5 minuuttia. Näin saatiin 0,1 v-% ja 1 v-% öljy/vesi-seos. Koe II:sta varten tehtiin 0,1 v-% liuos. Öljy/vesi-seos sai seistä 60 minuuttia, jonka jälkeen otettiin 0 h näyte akvaarioon asennetun putken kautta. Seuraavat vesinäytteet otettiin 2 h, 5 h, 10 h ja 96 h kuluttua. Näytteiden analysointi tapahtui kuten Lax & Vainio 1987 tekemässä kokeessa.

5 minuutin sekoituksen jälkeen vesi oli aivan mustaa. Faasien erottuminen kesti 10 - 15 minuuttia, jolloin vedessä edelleen leijaili mustia hiukkasia.

## 2.4 K o k e e n s u o r i t u s

Koejärjestely oli sama kuin Lax & Vainio 1987 tekemässä kokeessa. Tehtiin kaksi koesarjaa. Koe I:ssä oli kaksi eri pitoisuutta ja koe II:ssa vain yksi, koska kotiloita oli vähän. Kotiloiden kuolleisuus aklimoitumisjakson aikana ennen koe II:sta oli ollut suuri.

Kotilot pudotettiin akvaarioon putken kautta. Kotiloiden aktiivisuus mitattiin kolme kertaa vuorokaudessa siten, että laskettiin kotilot (%), jotka liikkuivat yhden minuutin aikana.

\* = Nämä tiedot on saatu Neste Oy:ltä



Ennen koe I:stä öljyä ilmastettiin 3 vuorokautta +17 °C lämpötilassa, jolloin painohäviö oli 8 %. Koe II:ssa käytettiin öljyä, josta 19 vuorokauden ilmastuksen aikana oli haihtunut 18 %.

## 2.5 Muut havainnot

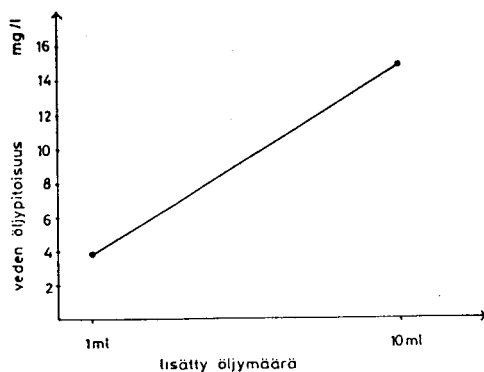
Öljyn vaikutusta kotiloiden kiinnittymiseen alustaansa tarkasteltiin siten, että kahden vuorokauden öljyaltistuksen jälkeen akvaarion seinille kiinnittyneet kotilot laskettiin (%) aina aktiivisuusmittauksen yhteydessä. Tulos on ilmoitettu kahden vuorokauden aikana tehtyjen mittausten keskiarvona. Karkoittumisilmiötä tarkasteltiin siten, että öljypinnalla ja sen välittömässä läheisyydessä olleet kotilot (%) laskettiin yhden vuorokauden öljyaltistuksen jälkeen aina aktiivisuusmittauksen yhteydessä. Tulos on ilmoitettu 3 vuorokauden aikana tehtyjen mittausten keskiarvona.

Kokeen päätyttyä laskettiin akvaarion seinämille kiinnittyneet munarykelmät. Tulos on ilmoitettu munarykelminä kotiloiden kohden. Kokeen päätyttyä kerättiin kotiloiden ulosteet mikroskooppista tarkastelua varten.

## 3 TULOKSET

### 3.1 Veden öljypitoisuus

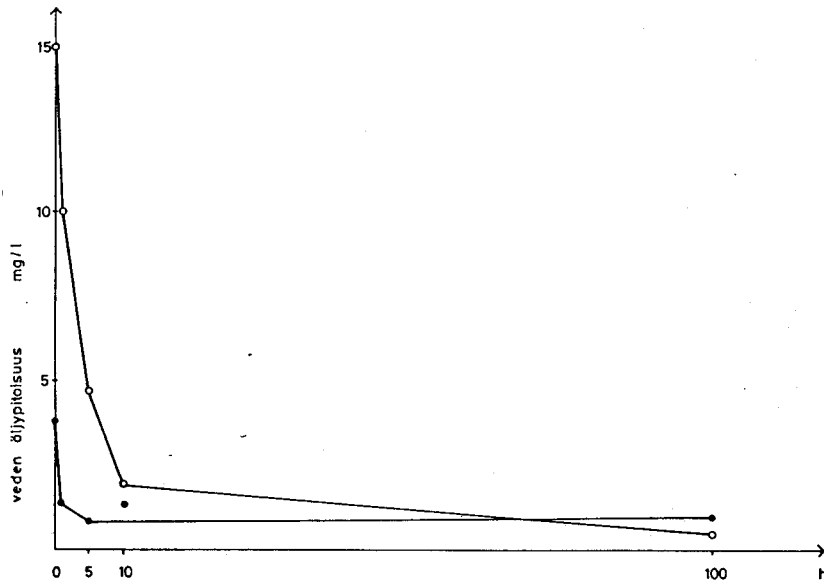
Veden öljypitoisuus kasvoi, kun veteen lisätyn raakaöljyn määrä kasvoi (kuva 2) (huom! vain kaksi pitoisuutta).



Kuva 2. Lisätyn raakaöljyn suhde veteen liuenneeseen öljyyn.

Alussa veden öljypitoisuus oli noin 4 kertaa suurempi -1 v-%, kuin 0,1 v-% öljyseoksessa. Kymmenessä tunnissa pitoisuus 1 v-% liuoksessa putosi huomattavasti (kuva 3). Laimeammassa liuoksessa pitoisuuden lasku ei ollut niin voimakasta. Voimakas alkukonsentraation lasku johtuu osittain siitä, että osa veteen dispergoituneesta öljystä nousee pintaan ja osa haihtuu.

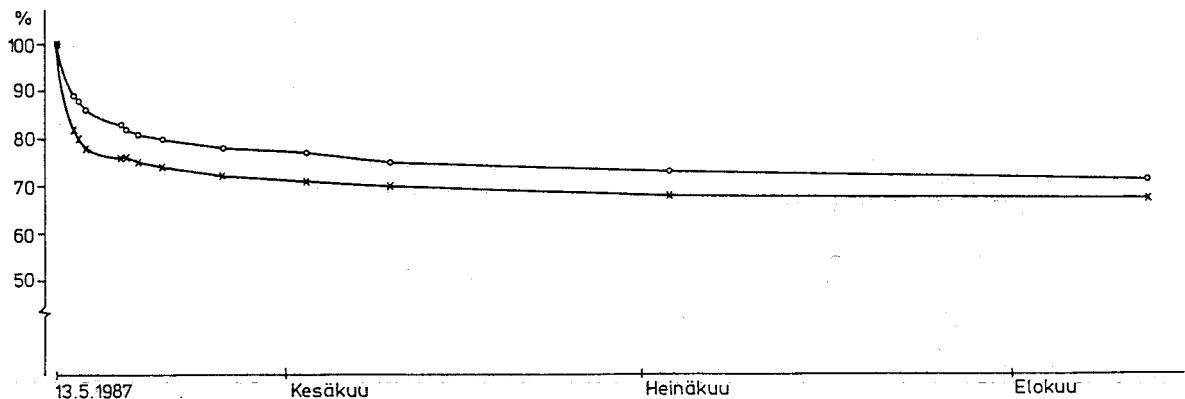
Kontrolliakvaariossa veden öljypitoisuus kokeen lopussa oli korkea 0,3 mg/l. Ilmasta veteen liukenevien öljyhiilivetyjen määrä oli korkea sillä öljyakvaarioista haihtui hiilivetyjä ilmaan. Huoneessa, jossa akvaariokokeet tehtiin, ei ollut riittävä ilmastointi.



Kuva 3. Veden öljypitoisuuden muuttuminen ajan suhteen koe I aikana. ● — 0,1 v-% öljyä  
○ — 1 v-% öljyä.

### 3.2 Raakaöljyn haihtuminen

Ensimmäisen vuorokauden aikana painohäviö huoneenlämpötilassa (+20 °C) oli 20 % ja jääkaappilämpötilassa (+5 °C) 12 % (kuva 4). Raakaöljy oli kokeen alussa juoksevaa, mutta 5 päivän kuluttua hidasliikkeistä, muistuttaen raskasta polttoöljyä.

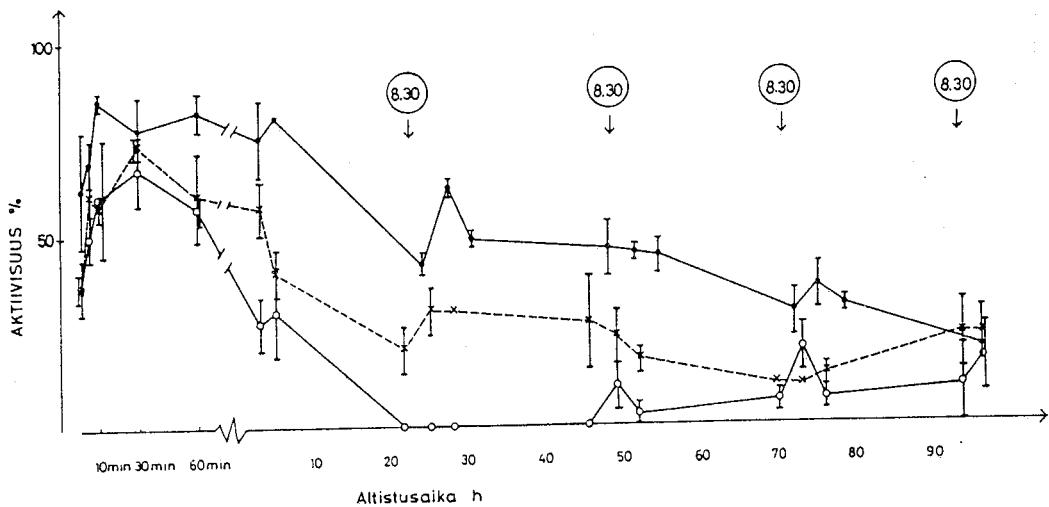


Kuva 4. Raakaöljyn haihtuminen huoneenlämpötilassa (x —) ja jääkaappilämpötilassa (o —).

### 3.3 Aktiivisuus

#### 3.3.1 Koe I

Kotiloiden aktiivisuus kokeen alussa oli korkea (60 - 80 %) kaikissa akvaarioissa (kuva 5). Ensimmäisen tunnin kuluttua erot kontrolli ja öljyaltistuksessa olleiden kotiloiden aktiivisuuksien välillä olivat selvät. Aktiivisuus laski edelleen kokeen loppua kohden kaikissa koeakvaarioissa. 1 v-% öljyliuos vaikutti kotiloihin niin voimakkaasti, että 20 h altistuksen jälkeen kotilot pysyivät liikkumattomina seuraavan vuorokauden ajan. Kokeen loppupuolella nämä kotilot pystyivät kuitenkin jonkin verran liikkumaan.



Kuva 5. Kotiloiden liikkumisaktiiviteetti 0,1 v-% (x ---) ja 1 v-% (o —) raakaöljyseoksessa kontrolli (● —). Koe I. o = vuorokauden ensimmäinen mittaus.

Kotiloiden kuolleisuus oli kontrolliakvaarioissa 18 %, laimeammassa öljy/vesi-seoksessa 13 % ja vahvemmassa seoksessa 40 %.

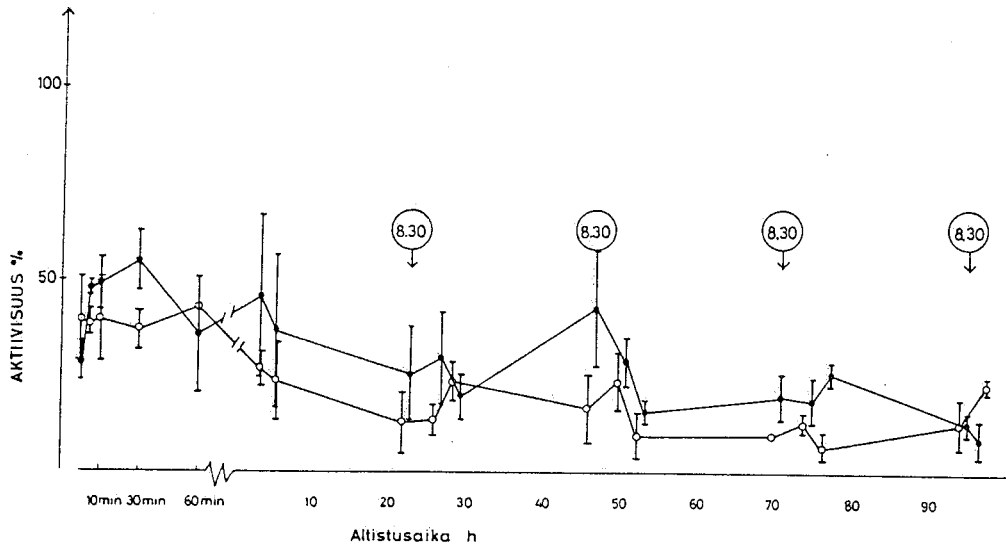
Ero kuolleisuudessa öljyakvaarioiden (0,1 v-% ja 1 v-% tulokset ovat yhdistetty) ja kontrolliakvaarioiden välillä ei ollut merkitsevää (Mann-Whitneyn U-testi).

#### 3.3.2 Koe II

Viiden päivän aklimointijakson aikana kotiloista kuoli lähes 60 %. Kotiloiden vähyyden vuoksi liikkumisaktiiviteetti mitattiin vain yhdessä öljy/vesi-seoksessa (0,1 v-%).

Kotiloiden aktiivisuus pysytteli alhaisena koko kokeen ajan sekä öljy- että kontrolliakvaariossa. Ensimmäisen tunnin aikana öljyaltistuksessa olleiden kotiloiden aktiivisuus

oli 40 %. Seuraavien 95 h aikana aktiivisuus vaihteli 10 % ja 25 % välillä ja muistutti koe I:ssä saatua käyrää. Kontrolliakvaariossa aktiivisuus pysytteli keskimäärin 26 % tasolla, ollen ensimmäisen tunnin aikana 45 %.



Kuva 6. Kotiloiden liikkumisaktiiviteetti 0,1 v-% (o —) raakaöljyseoksessa. Kontrolli (● —). Koe II.  
o = vuorokauden ensimmäinen mittaus.

Ero kontrolli- ja öljyaltistuksessa olleiden kotiloiden aktiivisuuden välillä oli pieni, kun taas koe I:ssä ero näkyi selvästi.

Kotiloiden kuolleisuus 0,1 v-% öljyakvaarioissa oli 57 % ja kontrolliakvaarioissa 51 %.

### 3.4 M u i t a h a v a i n t o j a

Koe I:ssä kotiloiden kiinnittymisessä ei havaittu mitään eroa kontrollin ja 0,1 v-% öljyseoksen välillä ollen 70 %. Vahvemmassa liuoksessa (1 v-%) olleiden kotiloiden kiinnittyminen oli heikompaa (54 %). Koe II:ssä kotiloiden kiinnittyminen seinille 0,1 v-% liuoksessa oli 32 % ja kontrollissa 43 %.

Akvaarion seinämille kiinnittyneet munarykelmät on ilmoitettu taulukossa 1.

Taulukko 1. Kotiloiden munarykelmät akvaarioissa koe I ja koe II jälkeen. Tulos ilmoitettu munarykelminä/kotilo (keskiarvo).

	kontrolli	0,1 v-%	1 v-%
Koe I	1,36	0,67	0,07
Koe II	0,23	0,04	

Mann-Whitneyn U-testin perusteella voidaan sanoa, että öljy vaikutti merkittävästi kotiloiden munintaan kesäkuun alussa tehdyssä koe I:ssä. Kesäkuun lopulla tehdyssä koe II:ssa havaittiin vain muutamia munarykelmiä sekä kontrolli- että öljyakvaarioissa.

Kotilot karttoivat jossakin määrin pinnalla olevaa öljyä, sillä öljyakvaarioissa (koe I ja II) keskimäärin 15 % kotiloista viihtyi pinnan läheisyydessä. Kontrolliakvaarioissa vastaava prosentti oli 31. Kotilot liikkuvat kuitenkin öljypinnan alapuolella, enemmän laimeammassa kuin vahvemmassa öljyseoksessa. Muutama kotilo yritti mennä öljypinnan läpi.

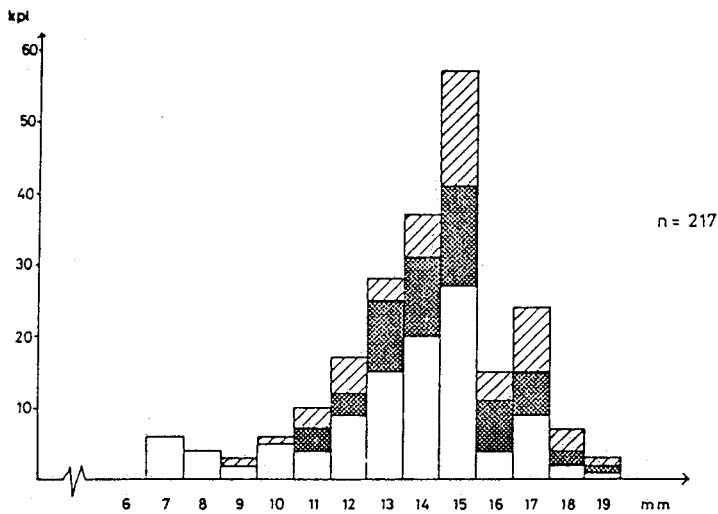
Öljyakvaarioissa olleiden kotiloiden ulosteissa havaittiin mikroskoopilla tarkasteltaessa pieniä öljypisaroihin (-pallonia). Laimeammassa 0,1 v-% öljyseoksessa olleiden kotiloiden ulosteissa oli enemmän öljypisaroihin kuin vahvemmassa (1 v-%) öljyseoksessa olleiden kotiloiden ulosteissa. Tämä selvittyyneen sillä, että kotilot olivat aktiivisempia laimeammassa öljyseoksessa liikkuen myös enemmän öljypinnalla ja syöden ehkä öljyä!

#### 4 TULOSTEN TARKASTELU

Eira öljyonnettomuuden (Nyman et al 1987) ja tämän tutkimuksen yhteydessä kerättyjen L. peregra-kotiloiden kokojakautumia tarkasteltaessa arveltiin, että kotiloiden elinkierto olisi kaksivuotinen (joskus kolmevuotinenkin).

Suuri osa kotiloista munii touko-kesäkuussa. Mynarykelmiä voidaan kuitenkin nähdä pitkin kesää. Yllämainittujen havaintojen perusteella vaikuttaa siltä, että L. peregran kasvu olisi seuraavanlainen. Ensimmäisen kesän aikana kotilot kasvavat 6 - 8 mm. Seuraavana kesänä kotilot ovat 10 - 12 mm suuruisia. Seuraavana keväänä 10 - 14 mm (kaksivuotiset) kotilot munivat, jonka jälkeen osa niistä kuolee heti ja loput kesän tai seuraavan talven kuluessa (kuva 7).

Jotta saataisiin tarkempi kuva L. peregran elinkierrosta tällä alueella, pitäisi tehdä yksityiskohtaisempi tutkimus, missä kotiloita kerättäisiin läpi vuoden. Skoog'in 1973 mukaan L. peregra elää harvoin Itämeren alueella yli yksivuotiaaksi.



Kuva 7. Akvaariokokeissa (koe I ja koe II) käytettyjen kotiloiden kokojakautuma.

- = ennen koe II:sta kuolleet kotilot
- = kokeiden aikana kuolleet kotilot
- = elävät kotilot

Testitulosten perusteella käy ilmi, että 1 v-% raakaöljyseoksella oli puuduttava vaikutus kotiloihin (kuva 5). Rannoilla, joihin öljy ajautuu, puutuneilla kotiloilla on suuri vaara huuhtoutua alustaltaan syvemmälle veteen tai jäädä kuivalle maalle, kun vesi laskee. Dicks 1973 teki havaintoja kuinka kotilot (*Patella vulgata* L.) menettivät otteensa kallioalustaansa raakaöljyn vaikuttaessa niiden jalkaan. Ehrsam et al 1972 havaitsivat, että pari kotilolajia (*Notoacmaea scutum* ja *Thais lamellosa*) kartoivat dieselöljystä muodostunutta öljykalvoa.

Öljyonnettomuus, joka sattuu touko-kesäkuussa vaikuttaa negatiivisesti kotiloiden munintaan (taulukko 1). Tämä johtaa helposti siihen, että kotiloiden ikärakenne muuttuu.

Kotiloiden syövä öljy siirtyy ravintoketjussa edelleen esimerkiksi kotiloita syöviin kaloihin kuten siikaan. Verattaessa 1 v-% raakaöljy- ja raskaspolttoöljyseoksissa olleiden kotiloiden mortaliteettia keskenään (taulukko 2), nähdään, että raakaöljy oli myrkyllisempää kuin raskas polttoöljy (suuri kuolleisuus kontrolliakvaarioissa on otettu huomioon). Korkeaan mortaliteettiin on saattanut vaikuttaa myös kotiloiden elinkierto.

Jalostetut öljyt ovat merkittävästi haitallisempia merelliselle ympäristölle kuin raakaöljy (Moore ja Dwyer 1974, Andersson 1975).

Eiran raskas polttoöljy sisälsi vain pienen osan alhaisissa lämpötiloissa kiehuvia yhdisteitä (Notini et al 1984, Nyman et al 1987). Öljyn myrkyvaikutus on ensisijassa yhdistetty alhaisissa lämpötiloissa kiehuviin aromaattisiin fraktioihin (Andersson 1975, Moore et al 1974). Katkoilla on osoitettu,

että raskas polttoöljy on vähemmän akuuttimyrkyllinen kuin tuore raakaöljy ja kevyemmät öljytuotteet (Linden 1976).

Taulukko 2. Kotiloiden mortaliteetti 4 vrk:n raaka- ja raskasöljyaltistuksen aikana.

Öljyn laatu (kokeen suoritus)	Öljyngpitoisuus %	Koe nro	Mortaliteetti %
raakaöljy 8.6.-12.6.1987	0,1 1 kontrolli	I I I	13 40 18
raskas * polttoöljy 15.9.-19.9.1986	0,1 1 10 kontrolli	I I I I	0 9 9 0
raskas * polttoöljy 13.10.-16.10.1986	10 kontrolli	II II	23 7

\* Lax & Vainio 1987

Haihdutuskokeessa kävi ilmi, että raakaöljy haihtuu ensimmäisen vuorokauden aikana nopeasti verrattuna raskaaseen polttoöljyyn (Nyman et al 1987). Amoco Cadiz öljyonnettomuuden yhteydessä 1978 oletettiin, että noin 40 % mereen joutuneesta öljystä haihtuisi ensimmäisen vuorokauden aikana (O'Sullivan 1978). Kolmessa kuukaudessa raakaöljystä oli haihtunut 33 % 20 °C:ssa ja 29 % 5 °C:ssa. Raskaalla polttoöljyllä (POR 180) tehdyssä vastaavassa kokeessa samassa ajassa painohäviö oli 23 % (+20 °C) ja 14 % (+5 °C) (Nyman et al 1987).

Veden öljyngpitoisuus oli korkea kokeen alussa, varsinkin 1 v-% öljyliuoksessa. Jos raakaöljyä ajautuu öljyonnettomuuden yhteydessä rantaan, voidaan olettaa, että pitoisuudet rantakivien välissä ovat korkeat. Verrattaessa raskaan polttoöljyn (Lax & Vainio 1987) ja raakaöljyn liukenemista meriveteen (10 ml öljyä/1 l merivettä) nähtiin, että raakaöljyä liukeni tässä tapauksessa noin 15 kertaa enemmän kuin raskasta polttoöljyä.

Akvaariokokeita L. peregralla on edelleen kehitettävä. Altistusaikaa on syytä lyhentää 48 h, sillä kotiloiden aktiivisuus kontrolloiakvaarioissakin laski (kuva 5). Tämä johtui ilmeisesti siitä, että kotiloita ei ruokittu kokeen aikana. Akvaarion steriilillä ympäristöllä on myös oma vaikutuksensa.

Jotta sopiva altistusaika saataisiin selville, olisi tarpeellista tehdä kokeita puhtaalla merivedellä. Kotiloita kerättäessä on otettava huomioon myös niiden elinkierto alueella, varsinkin alkukesällä. Koe II:ssa kävi selvästi ilmi, kuinka suuri vaikutus kotiloiden luonnollisella mortaliteetilla oli kokeen tulokseen.

## 5 JOHTOPÄÄTÖKSET

1. L. peregra on yleinen laji Itämeren alueella ja sitä on helppo kerätä.
2. Paras aika kotiloiden keräämiselle akvaariokokeita varten olisi elo- ja marraskuun välisenä aikana, jolloin kotilot näiden tutkimusten perusteella ovat hyväkuntoisia.
3. Kotiloita voidaan säilyttää pitkiäkin aikoja akvaarioissa ennen varsinaista koetta.
4. Kotiloiden käyttäytymistä on helppo seurata (liikkuminen, kiinnittyminen jne.)
5. L. peregra esiintyy myös makeassa vedessä. Kotilon käyttö sisävesillä (esim. Saimaa) tapahtuvien öljyonnettomuuksien yhteydessä olisi syytä selvittää.
6. Myös muiden ympäristömyrkköjen indikaattorina L. peregran käyttö sekä makeassa että murtovedessä olisi tutkittava.



## KIRJALLISUUSLUETTELO

- Andersson, J.W. 1975. Laboratory studies on the effects of oil on Marine Organisms: an overview API Publications No 4249.
- Dicks, B. 1973. Some effects of Kuwait crude oil on the limpet *Patella vulgata*. *Environ. Pollut.* 5:219 - 229.
- Ehrsam, L.C., Jr., English, T.S., Matches, J., Weitkamp, D., Cardwell, R., Legore, R.S., Steele, R.W. & Orhiem, R. 1972. Biological assessment of diesel spill in the vicinity of Anacortes, wash., Sept. 1971, Final report. Texas Instruments, Inc. Dallas. Tex. (lainattu Johnson, F.G. 1977). Sublethal biological effects of petroleum hydrocarbon exposures: Bacteria, algae and subarctic marine environments and organisms. Vol. II. Biological effects ed. D.C. Malins. Academic Press INC London.
- Lax, H-G. & Vainio, T. 1987. Effekter av olja och dispergeringsmedel på bentos i Kvarken (painossa).
- Linden, O. 1976. Effects of oil on the Amphipod *Gammarus Oceanicus*. *Environment Pollution* 10:239 - 250.
- Moore, S.F., Dwyer, R.L. 1974. Effects of oil on Marine Organisms: critical assessment of published data. *Water Research* Vol. 8. 819 - 827.
- Notini, M., Lehtinen, K-J. & Lehtinen, C. 1984. Eiras grundstötning i Kvarken - rapport om oljeskadegruppens uttryckning. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning IVL-publ. B-773. Karlskrona oktober 1984.
- Nyman, C. Lax, H-G. & Vainio. T. 1987. Merenkurkun öljyvahinko 1984. Effekter på vattenkvaliteten och bottenorganismerna. Ympäristöministeriön julkaisu. Sarja A (painossa).
- O'Sullivan, A.J. 1978. The Amoco Cadiz Oil Spill. Reports. *Marin Pollution Bulletin*. Vol. 9. 123 - 128.
- Skoog, G. 1973. Salinity reactions of two fresh water snails from brackish water. *Oikos Supplementum* 15:253-260. Copenhagen.

## VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA

1. Julkaiseminen vesi- ja ympäristöhallinnossa. Helsinki 1987.
2. Heikkilä, Raimo: Kyrönjoen deltan sedimenttitutkimus 1983-1985. Helsinki 1986.
3. Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran; Sarvala, Jouko: Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana.  
Nyman, Kurt; Anttila, Marja-Eliisa; Lax, Hans-Göran: Pohjaeläinnäytteenotto käsihaavilla virtaavasta vedestä. Helsinki 1986.
4. Vesistöhankeiden vaikutusten arviointi. Helsinki 1986.
5. Talsi, Tuija: Porvoon edustan merialueen tila ja sen kehitys vuosina 1965-1984. Helsinki 1987.
6. Lax, Hans-Göran: Vattenkvalitet och longitudinell zonerings hos makrozoobentos i forsavsnitt i Malax å (västra Finland). Helsinki 1987.
7. Korhonen, Markku; Oikari, Aimo: Järvisimpukka (Anodonta piscinalis) kloorifenolien ilmentäjänä Etelä-Saimaalla. Helsinki 1987.
8. Pitkänen, Heikki; Kangas, Pentti; Miettinen, Veijo; Ekholm, Petri: The state of the Finnish coastal waters in 1979-1983. Helsinki 1987.
9. Forsius, Martin: Suomen järvien alueellinen happamuustilanne. Helsinki 1987.
10. Laikari, Hannu: Aktiivilietepuhdistamon pystyselkeyttimen lietepatjan simulointimalli. Helsinki 1987.
11. Palko, Jukka; Saari, Markus: Lapväärtin-Isojoen vesistöalueella sijaitsevan Storsjön järvi-kuivion happamat sulfaattimaat.  
Palko, Jukka; Myllymaa, Urpo: Happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue.  
Palko, Jukka; Räsänen, Matti; Alasaarela, Erkki: Luodon-Öjanjärven valuma-alueen maaperän ja vesistön happamoitumiskartoitus. Helsinki 1987.
12. Eloranta, Pertti: Hapro-projektin perifytonleviä koskevat tutkimukset vv. 1984-85.  
Huttunen, Pertti; Hovi, Arto; Hämäläinen, Heikki: Virtaavien vesien pohjaeläimet ja happamoituminen.  
Kortelainen, Pirkko; Orgaanisen aineen vaikutus pintavesien happamuuteen - kirjallisuus selvitys. Helsinki 1987.

13. Nenonen, Marjaleena (toim.): Kemijärven tila ja kalatalous. Helsinki 1987.
14. Manninen, Pertti: Gonyostomum semen (Ehrenb.) Dies. Raphidophyceae kannan tiheys ja elinolosuhteet humuspitoisissa lammissa. Helsinki 1987.
15. Vesihuoltolaitokset 31.12.1986. Helsinki 1987.
16. Nybom, Carita: Vesikasvien poiston koetoiminta vuosina 1972-1986. Helsinki 1988.