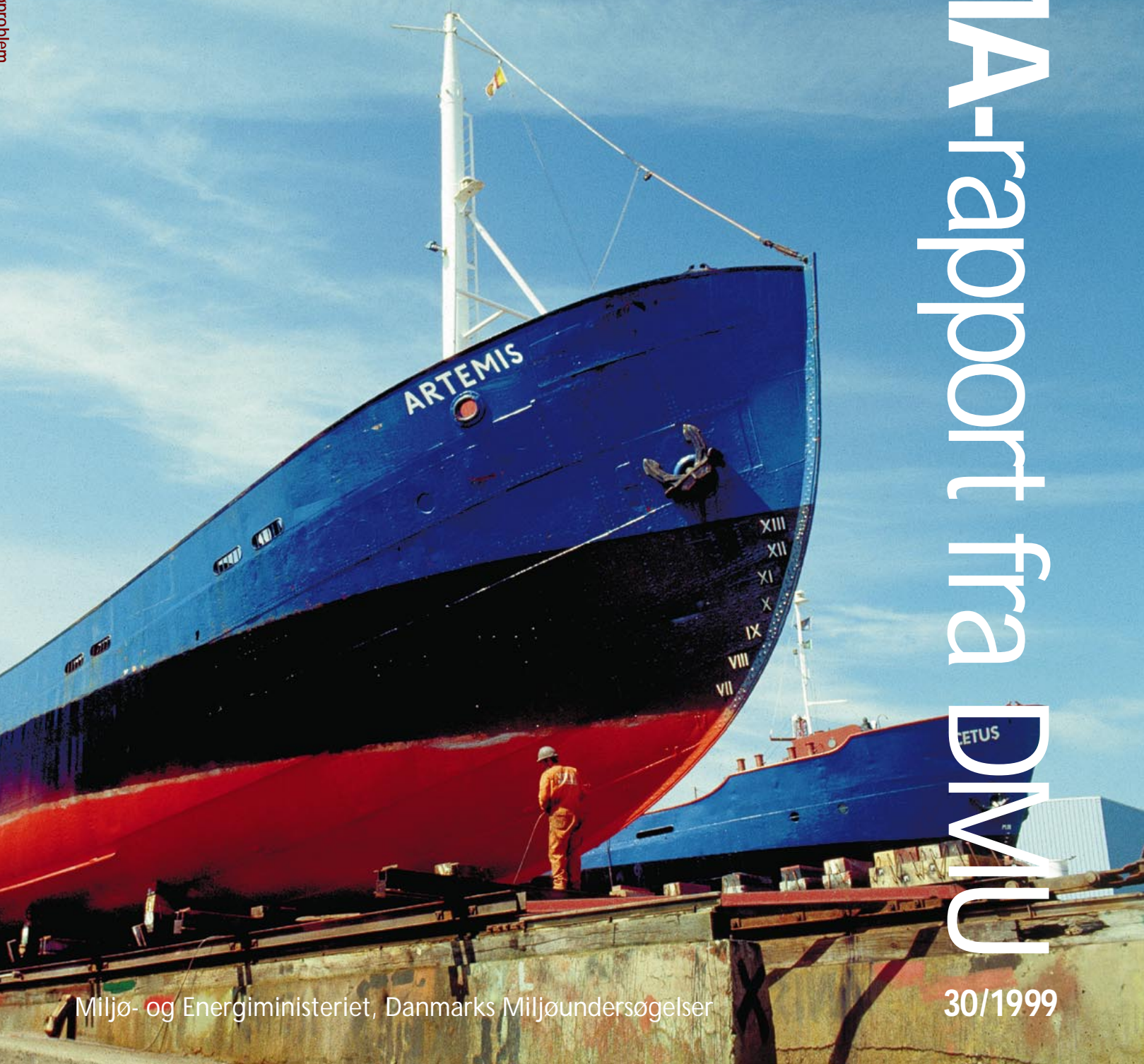


Bundmaling til skibe - et miljøproblem

TEMA-rapport fra DMU

Bundmaling til skibe - et miljøproblem



Bundmaling til skibe

- et miljøproblem

Signe Foverskov
Jakob Strand
Jens A. Jacobsen
Bo Riemann
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi

Gunnar Pritzl
Afdeling for Miljøkemi

Pia Ølgaard Nielsen
Alf Aagaard
Miljøstyrelsen

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
1999

TEMA-rapport fra DMU, 30/1999

Bundmaling til skibe

- et miljøproblem.

Forfattere: Signe Foverskov, Jakob Strand, Jens A. Jacobsen, Bo Riemann, Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi, Danmarks Miljøundersøgelser. Gunnar Pritzl, Afdeling for Miljøkemi, Danmarks Miljøundersøgelser. Pia Ølgaard Nielsen, Alf Aagaard, Miljøstyrelsen.

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser ©

URL: <http://www.dmu.dk>

Udgivelsestidspunkt: December 1999

Layout, illustrationer og produktion: Grafisk Værksted, DMU, Roskilde

Omslagsfoto: Biofoto/Morten Rasmussen

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Tryk: Scanprint, ISO 14001 Miljøcertificeret, EMAS miljøregistreret DK-S-0015.

ISO 9002 kvalitetsgodkendt. Papir: Cyclus Print, 100% genbrugspapir med vegetabiliske trykfarver uden opløsningsmidler. Omslag lakeret med vandbaseret vegetabilisk lak.



Sideantal: 48

Oplag: 2.000

ISSN: 0909-8704

ISBN: 87-7772-502-6

Pris kr. 60,-. Klassesæt á 10 stk. kr. 300,-. Abonnement (5 numre) kr. 225,-
(Alle priser er incl. 25% moms, excl. forsendelse)

Købes i boghandelen eller hos:

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Miljøbutikken
Information & bøger
Læderstræde 1-3
1201 København K
Tel: 3395 4000
Fax: 3392 7690

Indhold

Forord	5
Hvorfor bruger man antibegroningsmidler?	6
Antibegroningsmidlet tributyltin	13
TBT i havmiljøet	15
Effekter af TBT på havets mikroorganismer	22
Imposex	26
TBT hos havpattedyr og mennesker	30
Andre antibegroningsmidler	32
Regulering af forbruget	36
Fremtiden	38
Sammenfatning	42
Ordliste	44
Litteratur	46
Danmarks Miljøundersøgelser	47
Tidligere Tamarapporter	48

Bundmaling til skibe er tilsat giftstoffer, der skal forhindre begroning af skibsbunden. Disse såkaldte antibegroningsmidler frigives løbende i vandet, hvor de kan udgøre et miljøproblem.



Foto: Henrik Eftersø

Forord

Formålet med denne TEMA-rapport er at give et indblik i en gruppe miljøfremmede stoffer, antibegroningsmidlerne, der bl.a. anvendes i bundmalinger til skibe. Hvad er det for nogle stoffer, i hvilke koncentrationer forekommer de i havmiljøet, hvilke utilsigtede effekter har de, og hvad gør Danmark administrativt og politisk for at begrænse effekterne?

Bundmalinger til skibe er tilsat forskellige giftstoffer (biocider), der skal forhindre at levende organismer sætter sig på skibsbunden - dvs. forhindre begroning af skibsbunden. Disse såkaldte antibegroningsmidler frigives løbende fra malingen til vandet, hvor de fortsat er eller kan være giftige overfor dyre- og plantelivet. Mange af antibegroningsmidlerne nedbrydes kun langsomt i miljøet, og de kan findes i dyr, planter, fugle, fisk og mennesker.

De højeste koncentrationer af antibegroningsmidler i miljøet forekommer i og omkring havneområder samt i sejlrender, hvor skibstrafikken er høj. Især i havne og i havneslam er der målt alarmerende niveauer af disse giftstoffer, hvilket er kritisk når slammet skal bortskaffes ved oprensning af havnene. Men også i de mere åbne dele af vore farvande - langt fra havne og sejl-ruter - finder man spor af disse stoffer.

I rapporten har vi valgt at fokusere på antibegroningsmidlet tributyltin (TBT). Det har vi gjort, fordi TBT er et af de bedst undersøgte antibegroningsmidler. Stoffet er derfor velegnet som "modelstof" til at vise konsekvenserne af en vedvarende udledning til havmiljøet.

Det har i flere år været kendt at TBT kan give misdannelser hos muslinger og havsnegle. Hertil kommer, at nye undersøgelser har dokumenteret, at TBT påvirker immunsystemet i de større pattedyr som fx hvaler og øger kræfttrisikoen hos mennesker.

TBT findes i dag overalt i det danske havmiljø. Selv på mere end 100 meters dybde i Nordsøen kan man spore effekterne.

Siden starten af 1990'erne har det været forbudt i EU og mange andre lande at bruge TBT-holdig bundmaling til mindre skibe. Selv om brugen af TBT til større skibe med stor sandsynlighed vil blive stoppet i det kommende årti, vil stoffet i mange år fremover stadig være tilstede i store koncentrationer i havbunden, hvor nedbrydningen foregår meget langsomt.

Hvorfor bruger man antibegrøningsmidler?

Hvad er begroning?

Nogle marine organismer opholder sig i de frie vandmasser hele deres liv. Det gælder både små planktonorganismer og større organismer som fisk. Andre organismer som tang og rurer sætter sig fast på en egnet overflade. Når de først har sat sig, kan de ikke flytte sig igen. Disse organismer er tilpasset til at sidde på hårde overflader som klipper og sten på relativt lavt vand. Tangplanter formerer sig ved

sporer, der bliver frigivet til vandet, og mange af dyrene formerer sig via et fritsvømmende larvestadium. På den måde kan organismene blive spredt over et større område. Når sporerne og larverne møder en passende, hård overflade som fx en sten, sætter de sig fast og begynder at vokse. Hvis en spore eller larve "møder" en pæl eller bunden af et skib, kan den sætte sig der i stedet for på dens naturlige voksested.

Rurer

Rurer er små krebsdyr, der lever fastsiddende på sten, skibssider eller andre faste overflader. Dyret er omgivet af kalkplader som en slags ydre panser.

Rurerens nauplie-larver lever frit i vandet. På et tidspunkt udvikles larven til en såkaldt cypris-larve, der efter nogen tid hæfter sig til en overflade med sine antenner. Den kan nu undersøge overfladen ved at "gå" hen over den. Hvis stedet ikke er egnet, kan den svømme væk igen. Hvis overfladen derimod er tilfredsstillende, udskiller cypris-larven et klæbemiddel, der binder den permanent til stedet. Herefter omdanner den sig til den voksne form med hårde kalkskaller.

Når rurer først har sat sig fast, kan de ikke flytte sig. Men samtidig kan de kun formere sig, hvis de befinder sig inden for få centimeter fra hinanden. Dette problem har arten "løst" ved at rur-larver bliver tiltrukket af deres egen art, når de skal finde et passende substrat at sætte sig på.

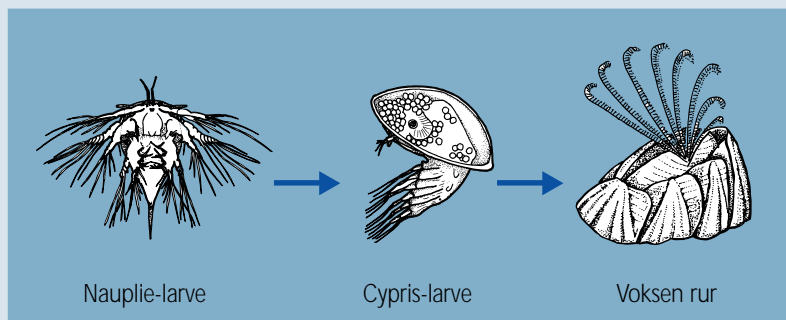
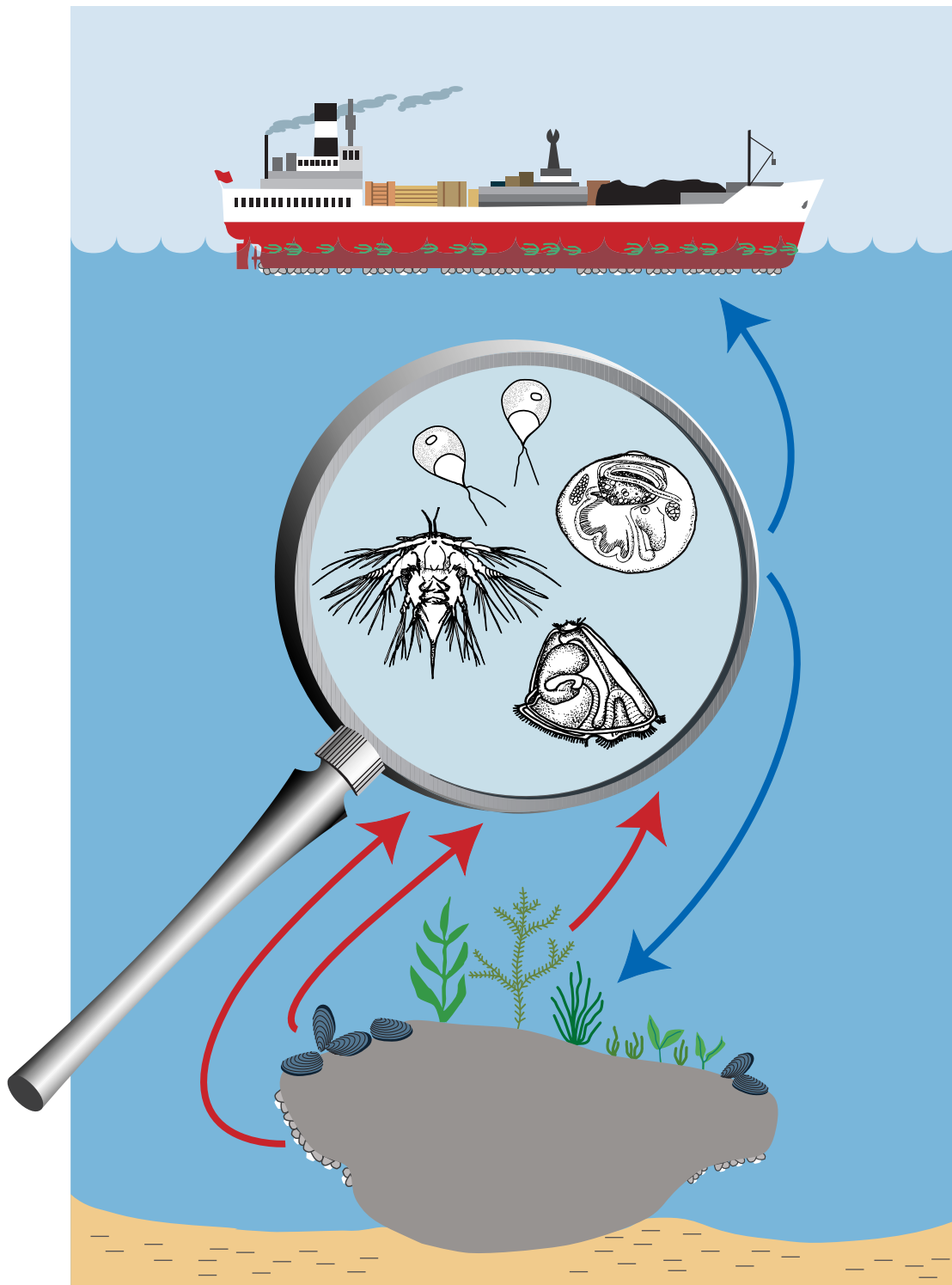


Foto: DMU/Jam Damgaard



Figur 1.
Dyr, der lever på hårde overflader som sten på havbunden, har ofte fritsvømmende larver. På den måde kan dyrene blive spredt over et større område. Tangplanter bliver spredt på tilsvarende måde, når deres sporer frigives i vandet.
Hvis en spore eller larve "møder" bunden af et skib, kan den sætte sig der i stedet for at sætte sig på havbunden.

Hvorfor bruger man antibegroningsmidler?

En overflade der befinder sig i havvand vil derfor blive begroet af forskellige organismer. Det gælder for alle overflader, uanset om de er af sten, træ, metal eller plastik. I nogle tilfælde har denne begroning ingen eller kun lille betydning, men på skibe har begroningen store konsekvenser.

Figur 2.

Begroning starter med at forskellige molekyler i vandet klæber til overfladen (A). Dette lag tiltrækker bakterier og planteplankton, der udskiller nogle slimstoffer (B). Senere sætter sporer fra tangplanter og bunddyrlarver sig på overfladen. Til sidst er overfladen dækket af en blanding af bakterier, svampe, planteplankton, tang og dyr (C).

Begroningen starter i samme øjeblik skibet kommer i vandet. Det første der sker er, at forskellige molekyler, der er opløst i vandet, klæber til overfladen. Dette lag får bakterier og encellede planktonalger til at sætte sig. Disse organismer udskiller nogle slimstoffer for at holde sig fast. Dette slimede

lag kaldes "biofilm", og bevirker at der dannes en ujævn overflade. Denne ujævnhed gør det nemmere for andre partikler og organismer at sætte sig, heriblandt sporer og larver. Resultatet er en overflade, som er dækket af en blanding af mange forskellige små og store organismer - bakterier, svampe, alger og dyr. På verdensplan kender man flere hundrede forskellige arter, der sætter sig på bunden af skibe. Men graden og sammensætningen af begroning varierer sæsonmæssigt og geografisk.

I de tempererede områder er der normalt flest sporer og bunddyrlarver i vandet om foråret og sommeren. Da der samtidig er mest lys og vandet er varmest om sommeren, udvikler begroningen sig hurtigst om foråret og sommeren, mens begroning er et mindre problem om efteråret og vinteren. I tropene er skibene udsat for begroning hele året. I varme egne er væksten samtidig hurtigere. Derfor er begroning et større problem i tropene end på vores breddegrader.

Selv inden for så lille et område som Danmark er der forskel på, hvilke arter der er de dominerende forskellige steder. I 1998 var begroningen fx domineret af rurer i Horsens havn, mens den var domineret af slim, alger, tanglopper og mosdyr i Rungsted havn i Øresund. I ferskvandsområder er der stort set kun "blød" begroning, dvs. slim og alger, der er forholdsvis nemt at fjerne. I Østersøen, der er et stort brakvandsområde, er der et gradvist skift i typen af begroning fra de nordlige, mere ferske områder til de sydlige, mere salte områder.

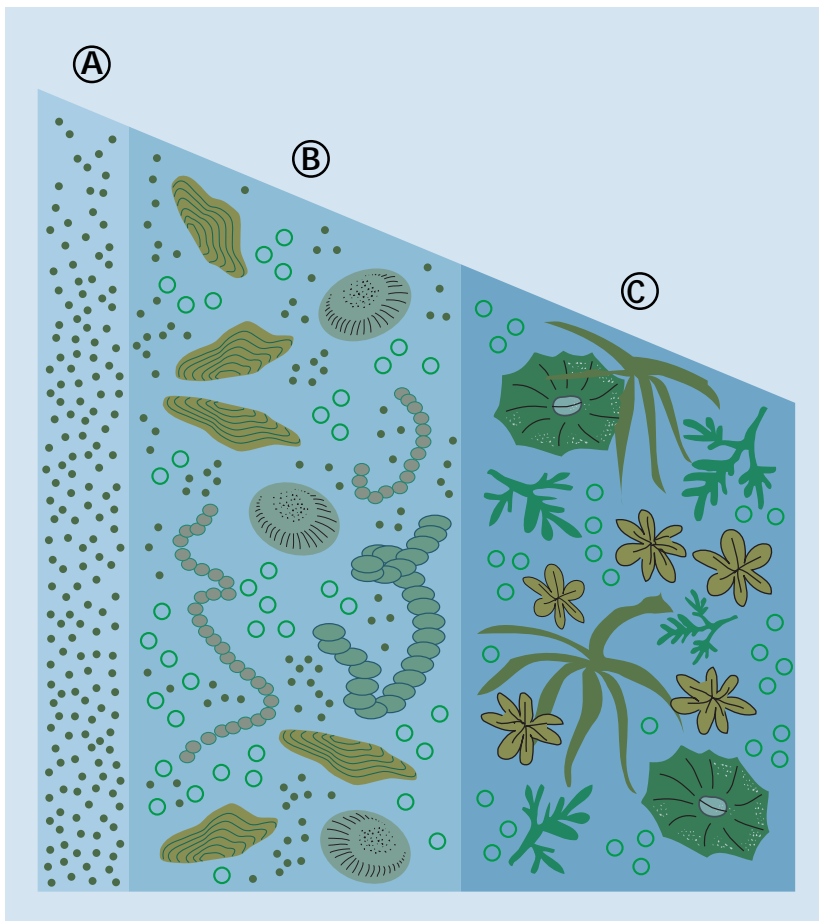




Foto: Dansk Søjarmen

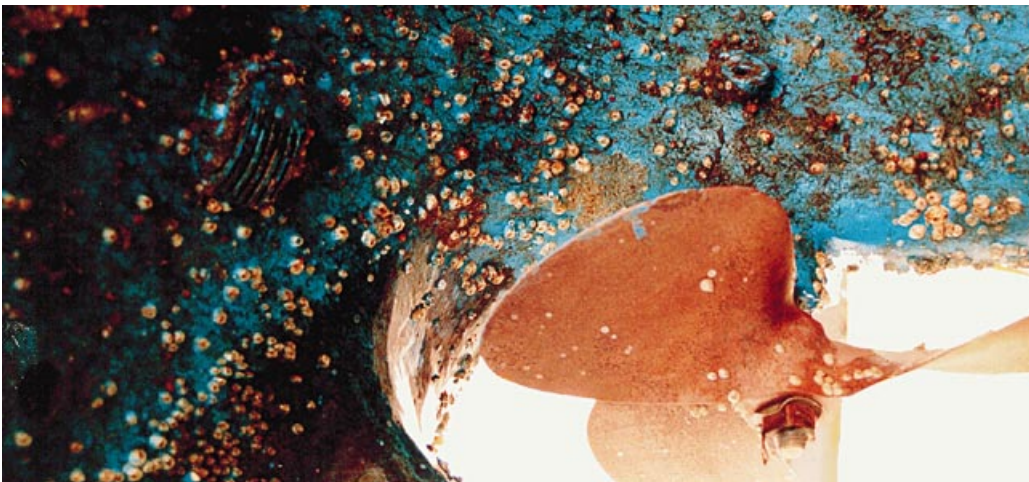


Foto: Dansk Søjarmen



Foto: Dansk Søjarmen

Hvis skibsbunden ikke beskyttes mod begroning vil den i løbet af få uger blive dækket af en blanding af forskellige organismer. Ud over at påvirke farten og brændstofforbruget kan begroningen resultere i en dårligere manøvreevne eller tilstoppe kølevandsindtaget. Det er derfor nødvendigt enten at forhindre begroningen eller rense bunden med jævne mellemrum.

Begroning er kun et mindre problem for små både, der hyppigt trækkes på land. Organismer der er tilpasset til at leve i vand vil normalt dø, når de tørrer ud. Men større både ligger i vandet i længere perioder. Lystbåde ligger som regel i vandet et halvt år ad gangen fra april til oktober, mens store, kommercielle skibe er i drift hele året. De tages kun kortvarigt og med fastlagte mellemrum på land for at gennemgå lovpligtige syn og blive vedligeholdet. Disse fartøjer er derfor i højere grad udsat for begroning.

På større skibe vil begroningen fortrinsvis komme, når skibet ligger stille. Til gengæld behøver de kun ligge stille i ganske kort tid. Algesporer kan sætte sig fast i løbet af ca. en halv time, mens fx rurer sætter sig fast på få timer. Lystbåde vil ofte sejle langsomt nok til, at sporer og bunddyrlarver kan sætte sig, mens båden sejler.

Hvad er konsekvenserne af begroning?

Når et skib bliver begroet, bliver bunden mere ujævn, og derfor bliver vandmodstanden større. Resultatet er lavere fart og et større brændstofforbrug. Et øget brændstofforbrug har både økonomiske og miljømæssige konsekvenser. Når der bruges mere brændstof kommer der et øget udslip af bl.a. drivhusgassen CO₂ og af svovldioxid, der er en af årsagerne til syreregn. Hvis der kommer meget begroning på roret eller skruen, bliver skibets manøvrevevne dårligere, og dermed nedsættes søsikkerheden. Begroningen kan også stoppe indtaget af kølevand, så motoren bliver ødelagt.

**Manglende
ophavsret
til
Internettet**

Hvis skibsbunden bliver begroet, skal der bruges mere brændstof. Det har nogle miljømæssige konsekvenser i form af bl.a. et øget udslip af drivhusgassen CO₂ og af svovldioxid, der er en af årsagerne til syreregn.

Foto: BiologiLars Havn Erikson

Herudover kan begroning medvirke til en øget korrosion af metal, bl.a. på faste installationer som fx boreplatforme.

For træskibe og andre konstruktioner af træ er pæleorm et helt specielt problem. Pæleorm er en musling, der lever i gange, den borer i træværk. Træet bliver efterhånden nedbrudt og mister sin styrke. I de store træskibes tid var man nødt til jævnligt at udskifte ødelagt og rådne træ med nyt. Op gennem 1700-tallet blev manglen på egnet træ mærkbar. Og det resulterede i, at man forsøgte at finde nogle effektive metoder til at beskytte tømmeret mod råd og angreb af pæleorm.

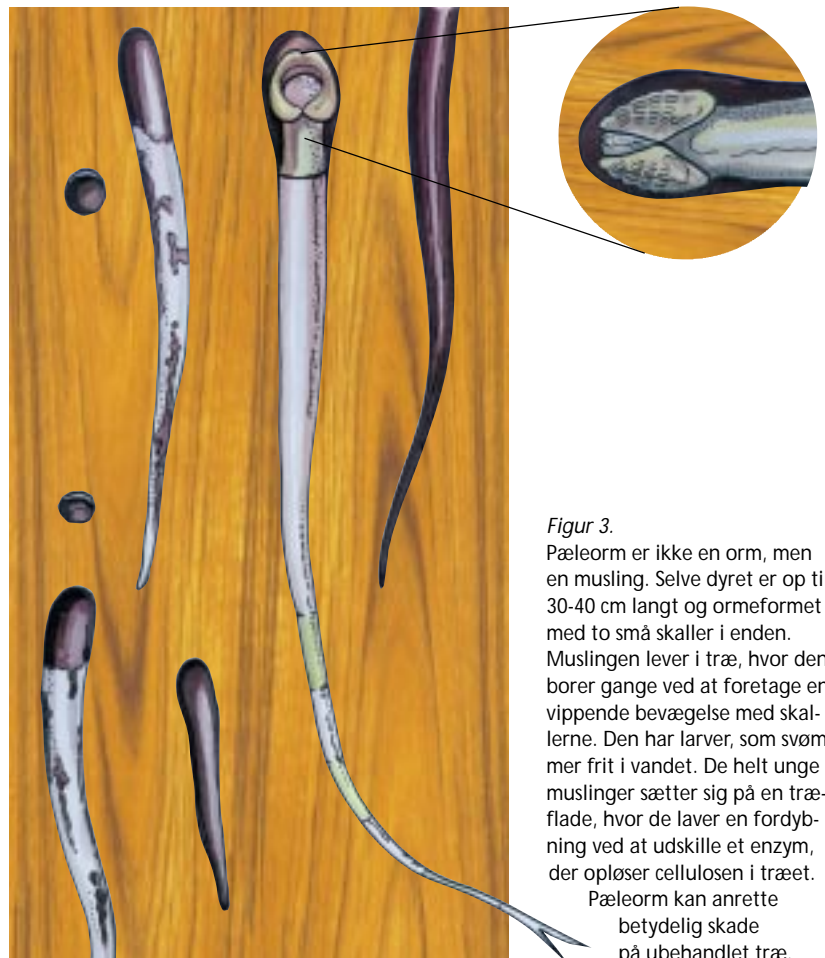
Antibegroningens historie

Lige siden antikken har man forsøgt at beskytte bunden af skibe mod råd, svamp og pæleorm. Man mener, at de gamle grækere og romere beklædte ydersiden af bådene med blyplader, en såkaldt blyforhudning.

I Europa har man oprindeligt brugt tjære til at beskytte træskibene. Men i begyndelsen af 1500-tallet begyndte Spanien at bruge blyforhudning, og denne metode bredte sig efterhånden til Frankrig og England. Til trods for at blyforhudning kun gav en ringe beskyttelse mod begroning var bly det mest almindeligt brugte materiale til forhudning før 1700-tallet. Da bly er et meget blødt metal, blev det relativt hurtigt slidt af, og man forsøgte derfor andre muligheder, bl.a. kobberforhudning, zinkforhudning og forskellige kemikalier.

Den største succes havde man med kobberforhudning. Ud over at beskytte skibsbunden mod pæleorm, gav kobberet en effektiv beskyttelse mod begroning. I 1700-tallet bredte metoden sig fra Holland til England og i midten af 1700-tallet var kobber-

forhudning almindeligt brugt i den britiske flåde. I slutningen af 1700-tallet forsøgte man første gang at kobberforhude et skib i den danske flåde. I første omgang fik kobberforhudning dog ikke den store udbredelse i Danmark, da skibenes jerndele, fx boltene, tærede bort ved kontakt med kobberet. Da der trods alt var store fordele ved at beskytte træværket med kobber, blev det efterhånden mere almindeligt, især når skibene skulle på længere ekspeditioner. Problemerne med tæring af jerndelene (fx bolte) blev løst ved at erstatte dem med kobberdele. Det var kun de store skibe som flåde fartøjer og større handelsskibe, der blev kobberforhudet.



Figur 3.

Pæleorm er ikke en orm, men en musling. Selve dyret er op til 30-40 cm langt og ormeformet med to små skaller i enden. Muslingen lever i træ, hvor den borer gange ved at foretage en vippende bevægelse med skallerne. Den har larver, som svømmer frit i vandet. De helt unge muslinger sætter sig på en træflade, hvor de laver en fordybning ved at udskille et enzym, der opløser cellulosen i træet.

Pæleorm kan anrette betydelig skade på ubehandlet træ.

Hvorfor bruger man antibegroningsmidler?

Efterhånden som jernskibe blev mere almindelige fra slutningen af 1800-tallet, var det nødvendigt at finde alternativer til kobberforhudningen. Blandt dem var metallisk sæbe indeholdende kobbersulfat. Senere fandt man ud af at lave maling, der indeholdt kobberoxid, kviksølvoxid eller arsenik. Disse blandinger var forløbere for moderne begroningshindrende malinger.

Moderne antibegroningsmidler

Moderne bundmalinger til skibe indeholder stort set alle sammen kobber i en eller anden form. Herudover indeholder de oftest et eller flere andre antibegroningsmidler, der lige som kobber er giftigt for de organismer, der forsøger at sætte sig på skibsbunden. Når skibet ligger i vandet bliver antibegroningsmidlerne frigivet fra malingen. Tæt på skibet vil koncentrationen af antibegroningsmidlerne være så høj, at det slår de fleste organismer ihjel.

I denne TEMA-rapport er de mest brugte antibegroningsmidler beskrevet. Der findes flere midler end dem, der er gennemgået her, og der bliver løbende udviklet nye. I Danmark har der tidligere ikke været krav om, at antibegroningsmidler skulle godkendes, inden de blev markedsført. Men i 1999 blev der vedtaget en bekendtgørelse, der forbyder brugen af de mest miljøskadelige antibegroningsmidler til lystbåde fra år 2000. En nærmere beskrivelse af de nye regler findes på side 36. I år 2000 træder der desuden et nyt EU-direktiv (biociddirektivet) i kraft. Ifølge dette direktiv skal alle nye og eksisterende antibegroningsmidler testes for bl.a. økotoksikologiske effekter, inden bundmaling med de pågældende antibegroningsmidler kan blive godkendt.

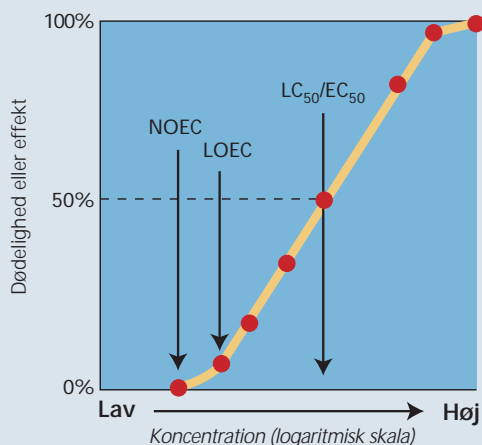
Økotoksikologiske undersøgelser

Når man skal vurdere, om et stof er skadeligt for miljøet, sker det oftest på baggrund af resultater fra laboratorietests med en enkelt art og under kontrollerede betingelser. I disse tests bliver et antal dyr eller planteplankton udsat for forskellige koncentrationer af stoffet. På denne baggrund er det muligt at beregne ved hvilken koncentration fx 10% eller 50% af testorganismene dør.

Den koncentration, hvor halvdelen af testorganismene dør, kaldes **LC₅₀** (engelsk: *Lethal Concentration* = dødelig koncentration).

I stedet for dødelighed kan man på tilsvarende måde undersøge andre effekter. Det kan fx være vækst eller formering. Den koncentration af det undersøgte stof, hvor halvdelen af testorganismene udviser en bestemt effekt eller hvor fx væksten er halveret, kaldes **EC₅₀** (engelsk: *Effect Concentration* = effekt-koncentration). Den laveste koncentration, hvor der ses en effekt, kaldes **LOEC** (engelsk: *Lowest Observed Effect Concentration*), mens den højeste koncentration, hvor der **ikke** ses nogen effekt, kaldes **NOEC** (engelsk: *No Observed Effect Concentration*).

Da dødeligheden eller effekten er afhængig af, hvor længe testorganismene er udsat for stoffet, angiver man normalt længden af forsøget. Typisk varer en test med dafnier 48 timer, mens den for fisk varer 96 timer.



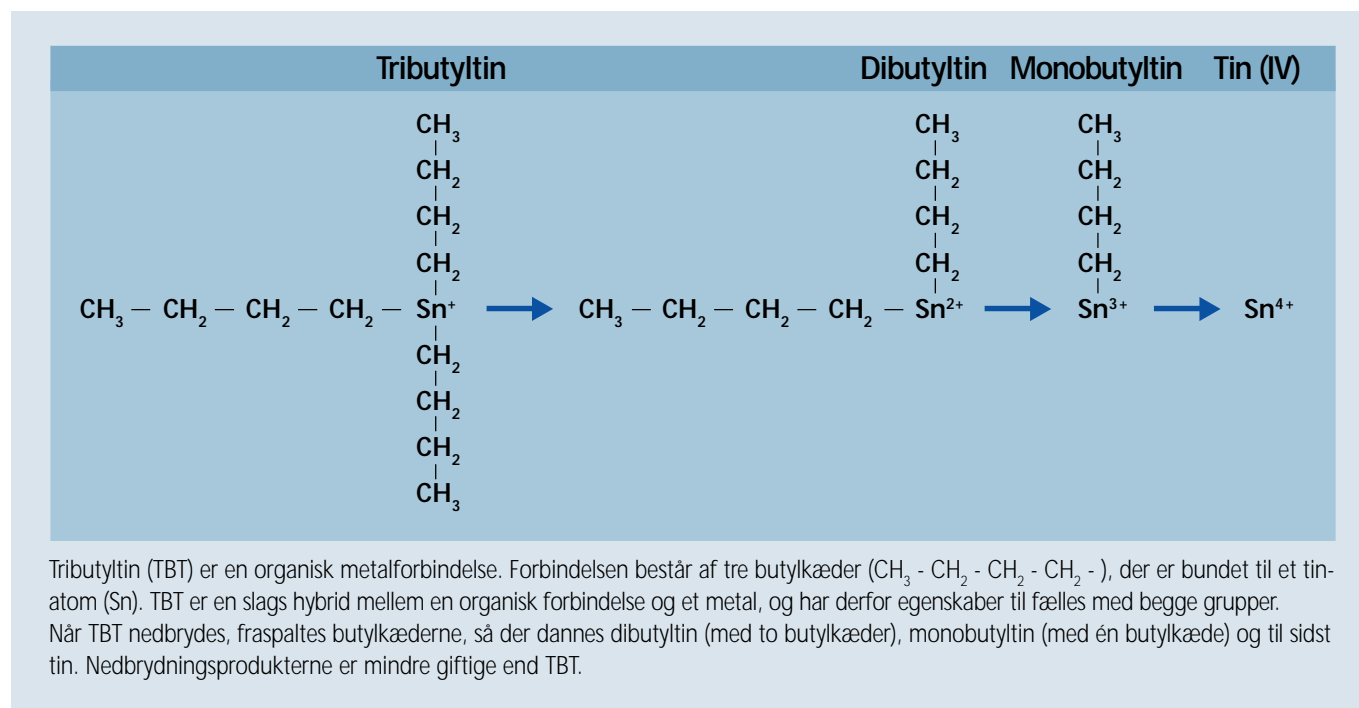
Antibegroningsmidlet tributyltin

Tributyltin (TBT) regnes for det mest effektive antibegroningsmiddel, der bruges i dag. Det er et bredspektret biocid. Det betyder, at det er giftigt over for en lang række forskellige organismer - både planter, dyr og svampe. I Danmark har det siden 1991 kun været tilladt at bruge TBT på skibe større end 25 meter. Det bruges derfor hovedsageligt på tankskibe, færges og store fisketrawlere. Bundmaling med TBT kan holde i op til 5 år, mens andre bundmalinger skal fornyes hvert eller hvert andet år. Der er en økonomisk besparelse ved lange perioder mellem værftsophold.

I havmiljøet bliver TBT nedbrudt til de mindre giftige nedbrydningsprodukter dibutyltin og monobutyltin. TBT, dibutyltin og

monobutyltin kaldes undet ét for butyltin. De forskellige butyltin-forbindelser anvendes i forskellige sammenhænge. Ud over som antibegroningsmiddel anvendes TBT også i træbeskyttelsesmidler og som desinfektionsmiddel, mens fx dibutyltin anvendes som additiv i plast og som katalysator i industriprocesser. Den væsentligste kilde til butyltin i det danske havmiljø er bundmaling.

TBT hæmmer energiomsætningen hos dyr og planter. Når så vigtig en funktion blokeres vil dyret eller planten svækkes eller dø. Men i begyndelsen af 1980'erne, efter ca. 20 års intensiv brug af TBT, opdagede man en række eksempler på, at TBT også havde andre, helt uventede effekter på



Tæt skibstrafik ud for Hong Kong.

Manglende ophavsret til Internettet

Foto: BiofotoKirsten Schmaack

Manglende ophavsret til Internettet

Østers er en musling, der spises som en delikatesse i mange lande. I 1980'erne blev østersproduktionen i visse områder af Frankrig ødelagt på grund af forurening med TBT.

Foto: Biofoto: Knud Garmann

havets dyreliv. I visse områder af Frankrig blev østersproduktionen nærmest lammet, fordi østersene ikke kunne formere sig, og deres skaller blev deforme.

Man opdagede også en anden uventet effekt, nemlig at TBT forårsagede kønsændringer hos en lang række arter af havsnegle. Mange hunsnegle udviklede hanlige køns karakterer, og det blev efterfølgende påvist, at så lave koncentrationer som 1 ng (nanogram - én milliardedel gram) TBT per liter havvand er nok til at give disse misdannelser hos de mest følsomme sneglearter.

Forekomst og effekter af TBT er beskrevet mere udførligt i de næste kapitler.

TBT i havmiljøet

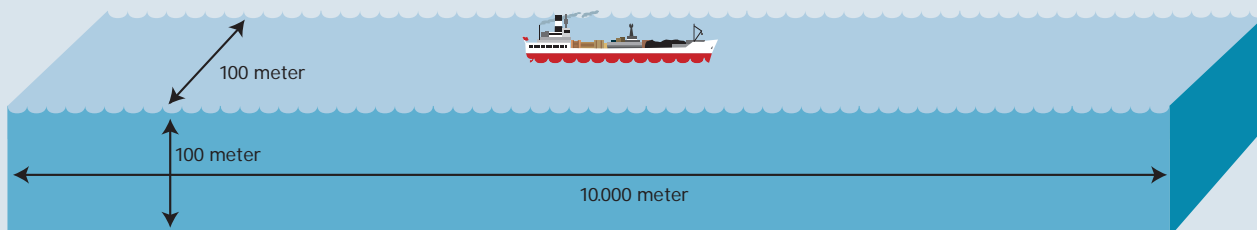
Når man skal vurdere konsekvensen af udledninger af forskellige stoffer, er det vigtigt at kende koncentrationerne i miljøet. Koncentrationen af et bestemt stof afhænger på den ene side af tilførslen til miljøet og på den anden side af nedbrydningen, og hvordan stoffet fordeler sig i miljøet. Men oplysninger om udledninger er ofte usikre, og kemiske stoffer opfører sig ofte anderledes i et naturligt miljø end i laboratorieforsøg. Det er derfor nødvendigt at måle de aktuelle koncentrationer forskellige steder i miljøet. Dette er dog heller ikke uproblematisk. For det første skal man vide, hvilke stoffer man skal lede efter, og hvor man skal lede, og for det andet er der altid en grænse for, hvor lave koncentrationer, det er muligt at måle. I nogle tilfælde er de koncentrationer, der kan give effekter i miljøet, lavere end de koncentrationer, det er teknisk muligt at måle.

Teknikkerne til at måle TBT i vand, havbunds materiale og organismer er meget avancerede og ressourcekrævende. I de sid-

ste år er der på DMU sket en betydelig udvikling af metoden, så vi idag kan måle meget lave koncentrationer af TBT; ned til 0,7 ng per liter i vand og ned til 0,5 ng per g vådvægt i havbundsmateriale og organismer.

Antibegroningsmidlerne frigives løbende fra skibene, når de ligger i vandet. Men hvor langt stofferne spredes ud i miljøet, afhænger i høj grad af deres kemiske egenskaber, og hvor hurtigt de nedbrydes. Når TBT frigives fra bundmalingen til havvandet, har det en tendens til at binde sig til partikler i vandet. Da partiklerne efterhånden synker ned, ender en stor del af TBT'en i havbunden. TBT bliver kun langsomt nedbrudt i havmiljøet, især ved lave temperaturer og under iltfattige forhold. Hvis TBT ender i havbunden, kan der gå flere år, før det forsvinder. I vandmasserne og i mange dyr foregår der til gengæld generelt en hurtigere omsætning, og i mange af havets dyr er det fortrinsvis de mindre giftige nedbrydningsprodukter dibutyltin og monobutyltin, der er tilstede.

Så meget havvand forurener et tankskib - dagligt



1 middelstort tankskib med en længde på 100 meter har et areal under vandet på ca. 5.000 m². Der frigives ca. 20.000.000 ng TBT per m² per dag fra bundmalingen. 1 ng TBT per liter kan give kønsændringer hos havsnegle. Hvis man regner på disse tal finder man, at skibet kan forurene 100.000.000.000 liter havvand om dagen med en TBT koncentration, der giver kønsændringer hos havsnegle. Det svarer til et rumfang på 100 x 100 x 10.000 meter.

Hvert år sejler der ca. 50.000 større skibe igennem de indre danske farvande.

TBT og dets nedbrydningsprodukter er fundet næsten overalt i det danske havmiljø. Stofferne er også fundet i muslinger i de arktiske områder, i tandhvaler fra Stillehavet og det Indiske ocean og i albatrosser på den sydlige halvkugle. Når man tager i betragtning, at TBT ikke kommer fra nogen naturlige kilder, er det tankevækkende, at forbindelsen er spredt over det meste af verdenshavene.

Tilførsel af TBT til de danske farvande

TBT har været anvendt som antibegroningsmiddel i bundmaling til skibe og lystbåde siden 1960'erne. Selv om det idag er forbudt at anvende TBT til lystbåde, finder man stadig høje koncentrationer af TBT i jorden på de arealer, hvor lystbådene opbevares om vinteren. TBT anvendes desuden som svampemiddel i træbeskyttelse. Denne anvendelse bliver dog forbudt fra år 2002. TBT findes derfor både i landmiljøet og havmiljøet, men der er relativt få

opgørelser over, hvor stor udvaskning der finder sted fra landmiljøet til havet. Det er skønnet, at mindre end 5% af tilførslen til havmiljøet kommer fra spildevand.

Det er anslået, at der årligt tilføres de indre danske farvande mellem 0,6 og 4,9 tons TBT fra bundmaling. Volumen af vandet i dette område er ca. 10^{12} kubikmeter. Det betyder, at den beregnede gennemsnitlige koncentration af TBT vil være mellem 0,6 og 4,9 ng per liter. Til sammenligning er der set effekter af TBT på de mest følsomme organismer ved en koncentration på omkring 1 ng per liter. Ud fra ovenstående simple beregninger af TBTs potentielle koncentration i de indre danske farvande kan man forvente at se effekter af TBT. Selv om det er en meget grov beregning, underbygges resultatet af, at der rent faktisk er fundet effekter af TBT overalt i de indre danske farvande.

TBT kilder	Mulige transportveje
Antibegroningsmidler	<ul style="list-style-type: none">• Udvasning fra bundmaling på skibe i vandet• Udvasning fra arealer med vinteropbevaring af lystbåde• Tilførsel til andre områder med havstrømme
Træbeskyttelsesmidler	<ul style="list-style-type: none">• Udvasning fra træværk til grundvand/kloak• Udvasning direkte i havet fra træværk anvendt i fx havne

Tabel 1.
Kilder til TBT i havmiljøet.

De danske farvande er lavvandede og hører til nogle af de tættest trafikerede områder i verden. Der passerer mere end 50.000 større skibe gennem de danske farvande om året og antallet er stigende. Derfor er det danske havmiljø i særlig høj grad udsat for at blive påvirket af antibegroningsmidler.

**Manglende
ophavsret
til
Internettet**

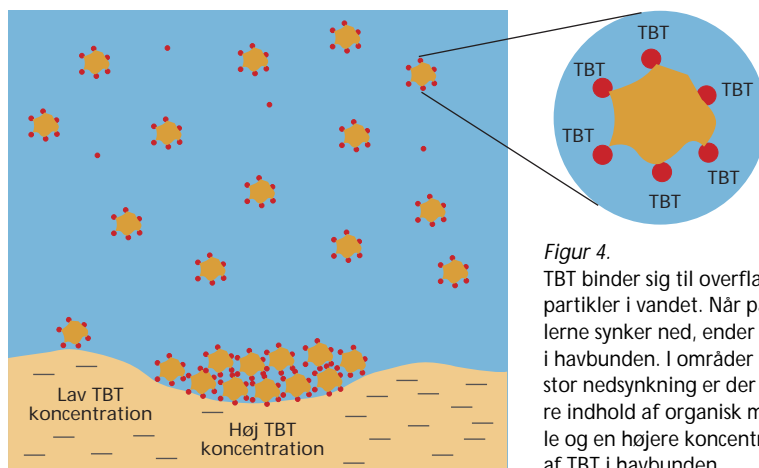
Fordeling i miljøet

Fordelingen i miljøet er en vigtig faktor i vurderingen af en kemisk forbindelses mulige miljøskadelighed. Fordelingen kan måles direkte, men oftest beregnes den forventede fordeling ved hjælp af modeller og oplysninger om forbindelsens fysisk-kemiske egenskaber. Men resultater fra modelberegninger holder ikke altid i den virkelige verden, bl.a. fordi oplysningerne om stoffernes fysisk-kemiske egenskaber som regel stammer fra laboratorieforsøg, hvor stofferne ofte opfører sig anderledes end i naturen. Nedbrydningen af TBT er et godt eksempel på, at laboratorieforsøg gav et utilstrækkeligt billede. I simple laboratorieforsøg med naturligt havvand er halveringstiden for TBT blevet bestemt til at være mellem 4 og 9 dage. Men i naturen har TBT en tendens til at sætte sig på overfladen af alger og partikler, der med tiden synker ned på havbunden, hvor nedbrydningstiden er mange gange længere.

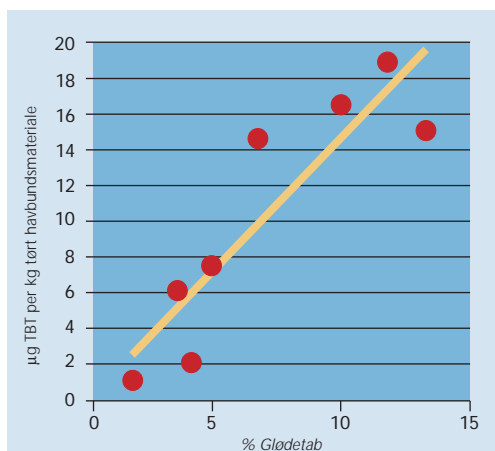
En egenskab, der er vigtig for et stofs fordeling i miljøet, er tilbøjeligheden til at binde sig til organisk materiale. TBT vil binde sig til det organiske materiale i vandet og havbunden. Inden for den samme lokalitet er der derfor en sammenhæng mellem bundens indhold af organisk materiale og koncentrationen af TBT (figur 5). Hvis der er meget organisk materiale i havbunden, er koncentrationen af TBT højere, end hvis der kun er lidt organisk materiale i havbunden. Forskellige lokaliteter har forskelligt forhold mellem bundens indhold af organisk materiale og koncentration af TBT afhængig af bl.a. belastningen med TBT. Målt i forhold til indholdet af organisk materiale er koncentrationen af TBT i havbunden fx dobbelt så høj i Øresund som i Vadehavet.

I havneområder ser man ikke denne sammenhæng mellem koncentrationen af TBT og indholdet af organisk materiale. Muligvis fordi der normalt ikke er den samme vandudskiftning i havne som i åbne farvande, og fordi der kan være små flager af maling i bundmaterialet i havnene.

TBT's tilbøjelighed til at binde sig til organisk materiale hænger sammen med, at det har en høj fedtopløselighed. Nogle stoffer bliver let opløst i vand. Det gælder fx almindeligt køkkensalt. Disse stoffer siges at have en høj vandopløselighed. Andre stoffer kan bedre opløses i fedt eller olie. Disse stoffer har en høj fedtopløselighed.



Figur 4. TBT binder sig til overfladen af partikler i vandet. Når partiklerne synker ned, ender TBT'en i havbunden. I områder med stor nedsynkning er der et højere indhold af organisk materiale og en højere koncentration af TBT i havbunden.



Figur 5. Forholdet mellem indhold af organisk materiale (målt som glødetab) og koncentration af TBT i havbunden i forskellige prøver fra Øresund.

Fedtopløselige stoffer har en tendens til at blive ophobet i fødekæden. Det vil sige, at der er en højere koncentration af stoffet i dyrene, jo højere oppe i fødekæden de befinder sig.

Hvordan et stof rent faktisk fordeler sig mellem de levende organismer og det omgivende miljø beskrives med stoffets biokonzentrationsfaktor og biomagnificeringsfaktor. Biokonzentrationsfaktoren beskriver forholdet mellem koncentrationen af et stof i en organisme og koncentrationen i det omgivende vand, og er altså et udtryk for, hvor let stoffet optages af organismen. Biomagnificeringsfaktoren beskriver forholdet mellem koncentrationen i føden og i dyret. Hvis et stof har en høj biomagnificeringsfaktor, er der en højere koncentration af stoffet i dyrene jo højere oppe i fødekæden, de befinder sig. De højeste koncentrationer finder man derfor hos fx rovfugle, marsvin og mennesker.

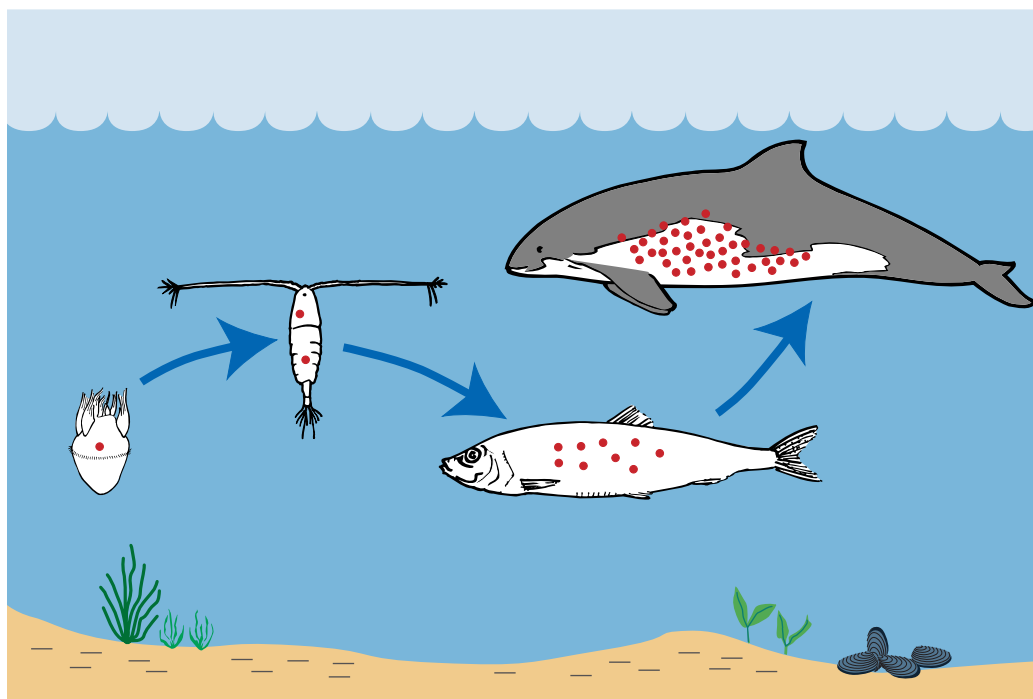
K_{ow} - et mål for fordelingen mellem fedt og vand

Et mål for en kemisk forbindelses forventede fordeling mellem en fedtfase og en vandfase er stoffets K_{ow} -værdi.

K_{ow} -værdien bestemmes i laboratorieforsøg, hvor man tilsætter forbindelsen til en beholder med octanol og vand. Octanol er en hydrofob forbindelse, dvs. at den ikke blandes med vandet. Når der er opnået en ligevægt, måler man, hvor meget af forbindelsen, der befinder sig i hver af faserne, og beregner forholdet. Normalt angives logaritmen til K_{ow} -værdien. Hvis $\log K_{ow}$ -værdien er større end 3 (dvs. at K_{ow} er større end 10^3), er forbindelsen fedtopløselig, og man forventer at den kan ophobes i levende organismer. TBT's $\log K_{ow}$ -værdi er mellem 3,7 og 4.

Figur 6.

Fedtopløselige stoffer har en tendens til at blive ophobet i fødekæden. Det vil sige, at der er en højere koncentration af stoffet i dyrene, jo højere oppe i fødekæden de befinder sig. Ophobningen i fødekæden beskrives med biomagnificeringsfaktoren, der angiver forholdet mellem koncentrationen af et stof i dyrene og koncentrationen i føden. Stoffe, der ophobes i fødekæden, har en høj biomagnificeringsfaktor.

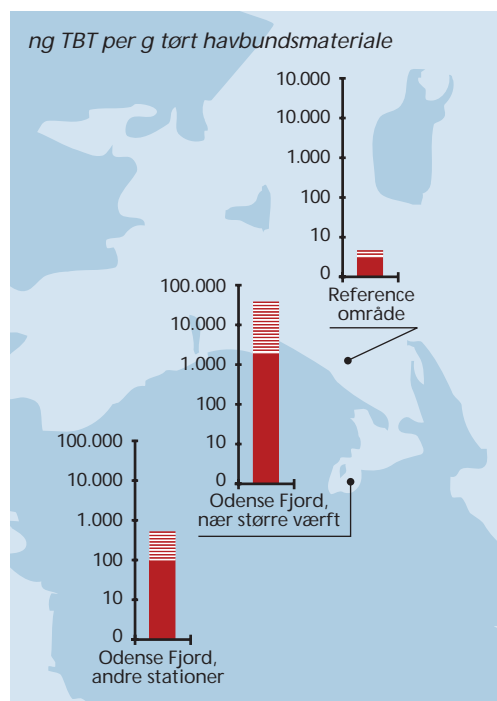
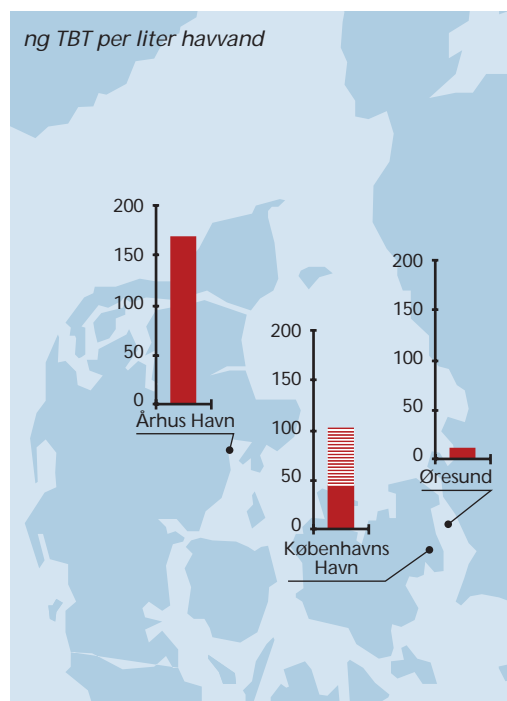


Koncentration af TBT i vand og sediment

Effekter af miljøgifte på de levende organismer i havet er oftest relateret til koncentrationen i vandet, da stof, der er opløst i vandet, som regel er mere tilgængeligt for organismerne end stof, der er bundet i havbunden. Til gengæld svinger koncentrationen i vandet meget, bl.a. på grund af strømforholdene. Det betyder, at en måling af koncentrationen i vand viser et øjebliksbillede. Mulighederne for at bruge vandkoncentrationer til at bestemme langtidstendenser eller sammenligne belastningen i forskellige områder med hinanden kan derfor være begrænsede. Hvis man i stedet måler koncentrationen i havbunden eller i biologisk materiale, giver det i højere grad et gennemsnitsbillede af belastningen med stoffet over en længere tidsperiode.

Der er kun foretaget et begrænset antal målinger af koncentrationen af TBT i vandet og havbunden i de danske farvande. Nogle af disse målinger kan ses i figur 7 og 8.

De højeste koncentrationer af TBT og andre antibegroningsmidler er fundet i havneområder. Det skyldes bl.a., at der i havne er mange skibe samlet på et lille område, hvor vandudskiftningen er begrænset. Samtidig er havne ofte tilholdssted for skibsindustri som værfter og bådebyggerier, hvor der foregår en del håndtering af antibegroningsmidler. Også i mere eller mindre lukkede områder med meget skibstrafik finder man høje koncentrationer af TBT. De høje koncentrationer af TBT i havbunden i havne - op til 20.000 gange højere end i havbunden i de åbne farvande - er bl.a. problematisk i situationer, hvor der



Figur 7 (til venstre)

Målte koncentrationer af TBT i vand i danske områder. Data fra 1996 og 1997.

Figur 8 (til højre)

Målte koncentrationer af TBT i havbunden forskellige steder og omkring Odense Fjord. Data fra 1995 og 1997.

Den skraverede del af søjlerne angiver forskellen mellem højeste og laveste måling.

Kilde: Miljøprojekt nr. 384, Miljøstyrelsen 1998.

skal uddybes i en havn. Hvis det opgravede materiale har en for høj koncentration af TBT, skal det deponeres på kontrollerede pladser på land, hvilket er betydeligt dyrere end at klappe det.

Indhold af butyltin i dyr

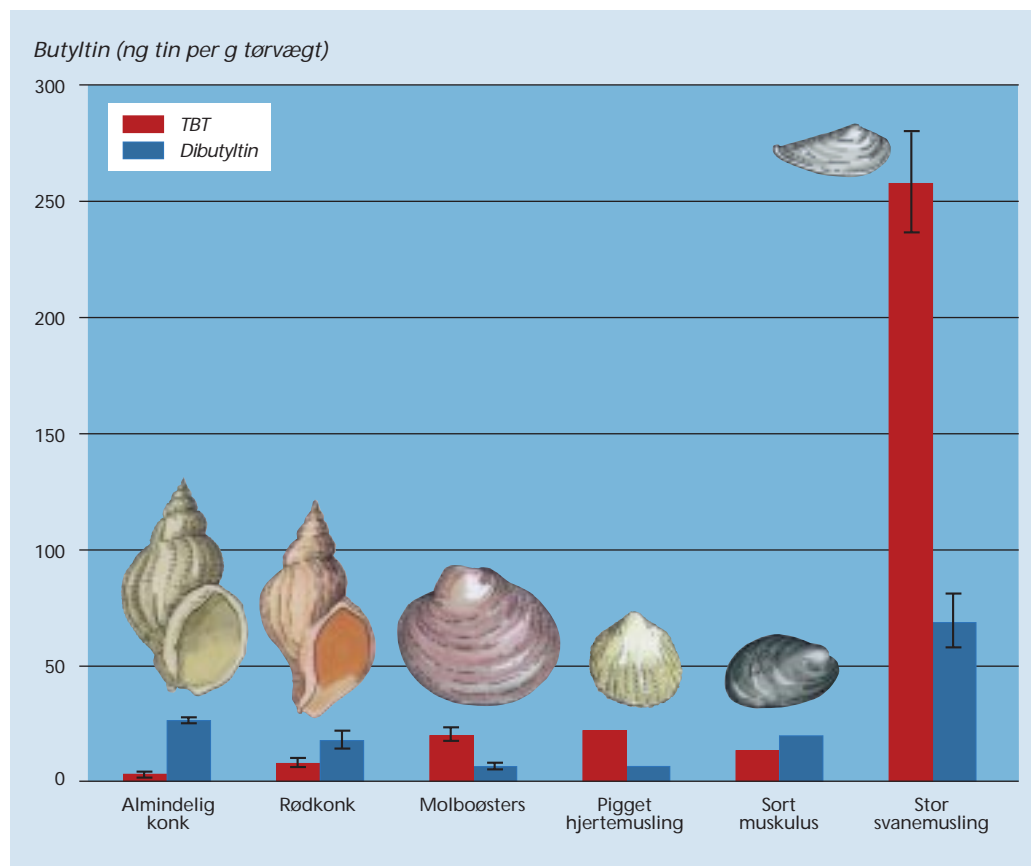
På DMU har vi i de sidste 5 år målt indholdet af TBT og dets nedbrydningsprodukter dibutyltin og monobutyltin i en lang række forskellige organismer - muslinger, havsnegle, ederfugle, skrubber og marsvin - fra de danske farvande. I alle de undersøgte dyr er der fundet butyltin.

I en undersøgelse af forskellige havsnegle og muslinger fra samme lokalitet er der

fundet en sammenhæng mellem artens fødestrategi og dens indhold af TBT og dibutyltin. Således fandtes de højeste koncentrationer af butyltin i stor svanehalmsmusling, der lever af havbundsmateriale (figur 9).

Forskellige dyrearter har forskellig evne til at nedbryde og udskille TBT. Hos muslinger er nogle vigtige enzymesystemer, der bliver brugt i nedbrydningen og udskillelsen af TBT, ikke særligt veludviklede. TBT ophobes derfor i muslingerne, samtidig med at koncentrationen af TBT vil være højere end koncentrationen af dibutyltin. Muslinger har TBT-koncentrationer der er omkring 100.000 gange højere end koncentrationen i det omgivende vand. Konksnegle

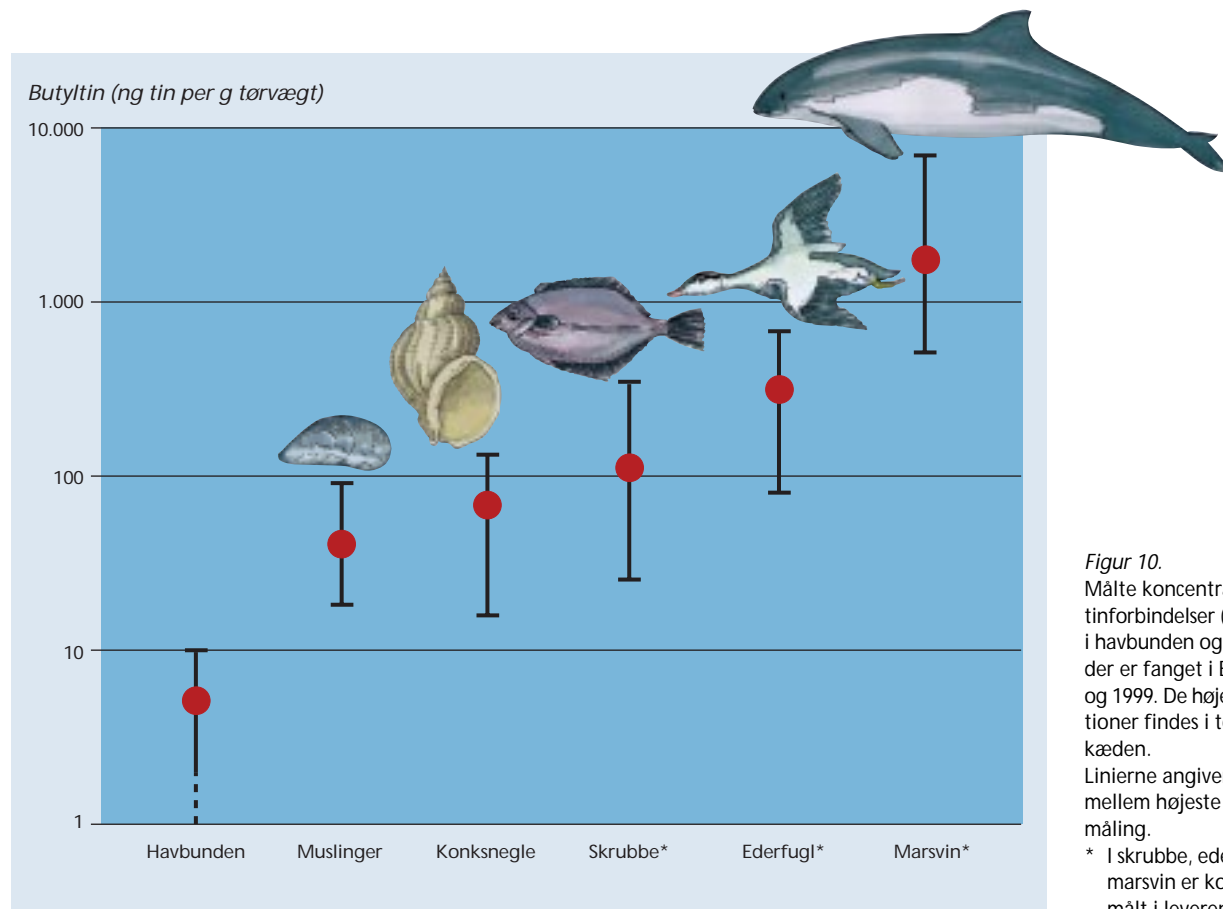
Figur 9. Koncentration af TBT og nedbrydningsproduktet dibutyltin i forskellige arter af havsnegle og muslinger fra samme lokalitet på 25 meters dybde i det nordlige Øresund. Koncentrationerne er omregnet til tin, da det giver en bedre sammenligning af forholdet mellem TBT og dibutyltin. Stor svanehalmsmusling har langt den højeste koncentration af TBT, formentlig fordi den spiser havbundsmateriale. Mens konksneglene har en højere koncentration af dibutyltin end af TBT, er det generelt omvendt for muslingerne. Det kunne skyldes, at de fleste muslingearter er dårlige til at nedbryde TBT.



og mange andre dyr kan nedbryde TBT relativt hurtigt, og i disse dyr er der højere koncentrationer af dibutyltin end af TBT.

Da TBT nedbrydes og udskilles relativt effektivt af de fleste dyr, skulle man ikke umiddelbart forvente, at TBT og dets nedbrydningsprodukter ophobes i fødekæden. Men målinger af koncentrationen af butyltinforbindelser i en række forskellige arter fra de danske farvande viser alligevel en tydelig stigning i koncentrationen op gennem fødekæden. I de danske farvande er nogle af de højeste koncentrationer af butyltin i dyr fundet hos marsvin, der hører til i toppen af fødekæden (figur 10).

Da TBT ophobes til høje koncentrationer i muslinger, bliver dyr der lever af muslinger, fx dykænder og fladfisk, udsat for særligt høje koncentrationer af TBT i deres føde. Til trods for deres relativt effektive nedbrydning og udskillelse af butyltinforbindelser, er der fundet høje koncentrationer i leveren hos både skrubber og ederfugle.



Figur 10. Målte koncentrationer af butyltinforbindelser (omregnet til tin) i havbunden og i forskellige dyr, der er fanget i Bælthavet i 1998 og 1999. De højeste koncentrationer findes i toppen af fødekæden. Linierne angiver intervallet mellem højeste og laveste måling.

* I skrubbe, ederfugl og marsvin er koncentrationen målt i leveren.

Effekter af TBT på havets mikroorganismer

Når et giftigt stof som TBT frigøres i havet, har det både nogle direkte og nogle indirekte effekter. De direkte effekter omfatter skader på celler, arter og samfund i de frie vandmasser og i havbunden. Eksempler på sådanne effekter er reduktion i planteplanktonets artssammensætning og større dødelighed i dyreplanktonet. En del af disse effekter kan måles i laboratorie- og feltforsøg, og resultaterne kan bruges til at fastlægge grænseværdier for de laveste effektkoncentrationer.

Imidlertid afføder de direkte effekter en række indirekte effekter. Fx vil en højere dødelighed hos dyreplanktonet medføre at græsningstrykket på alger og andre partikler reduceres. En måde at analysere de indirekte effekter på er at anvende modeller til at forudsige effekterne. Kendskab til økosystemets struktur og funktion er nødvendigt for at forstå sådanne processer og for at kunne forudsige de samlede effekter af de giftige stoffer.

Havets økosystem

Langt den største del af organismerne i havet er så små, at vi ikke kan se dem med det blotte øje. Til trods for at de er så små, er disse organismer en meget vigtig del af havets økosystem. Små organismer, der lever i de frie vandmasser, og som er underlagt vandets bevægelser, kaldes for plankton. Alt efter den måde, de ernærer sig på, deler man planktonet op i planteplankton, dyreplankton, bakterier og virus.

Planteplanktonet er grundlaget for stofomsætningen i havet. På samme måde som landjordens grønne planter, kan de omdanne vand og CO₂ til organiske forbindelser ved hjælp af fotosyntese. En del af de organiske forbindelser, der produceres ved fotosyntesen, bliver forbrændt af planteplanktonet selv i deres stofskifte. Resten er udgangspunkt for opbygningen af det cellemateriale, fx proteiner, kulhydrater og fedtstoffer, som planteplanktonet er opbygget af. Da cellerne ikke er helt tætte, siver en del af det producerede materiale

Af praktiske årsager deler man ofte planktonet op efter størrelse

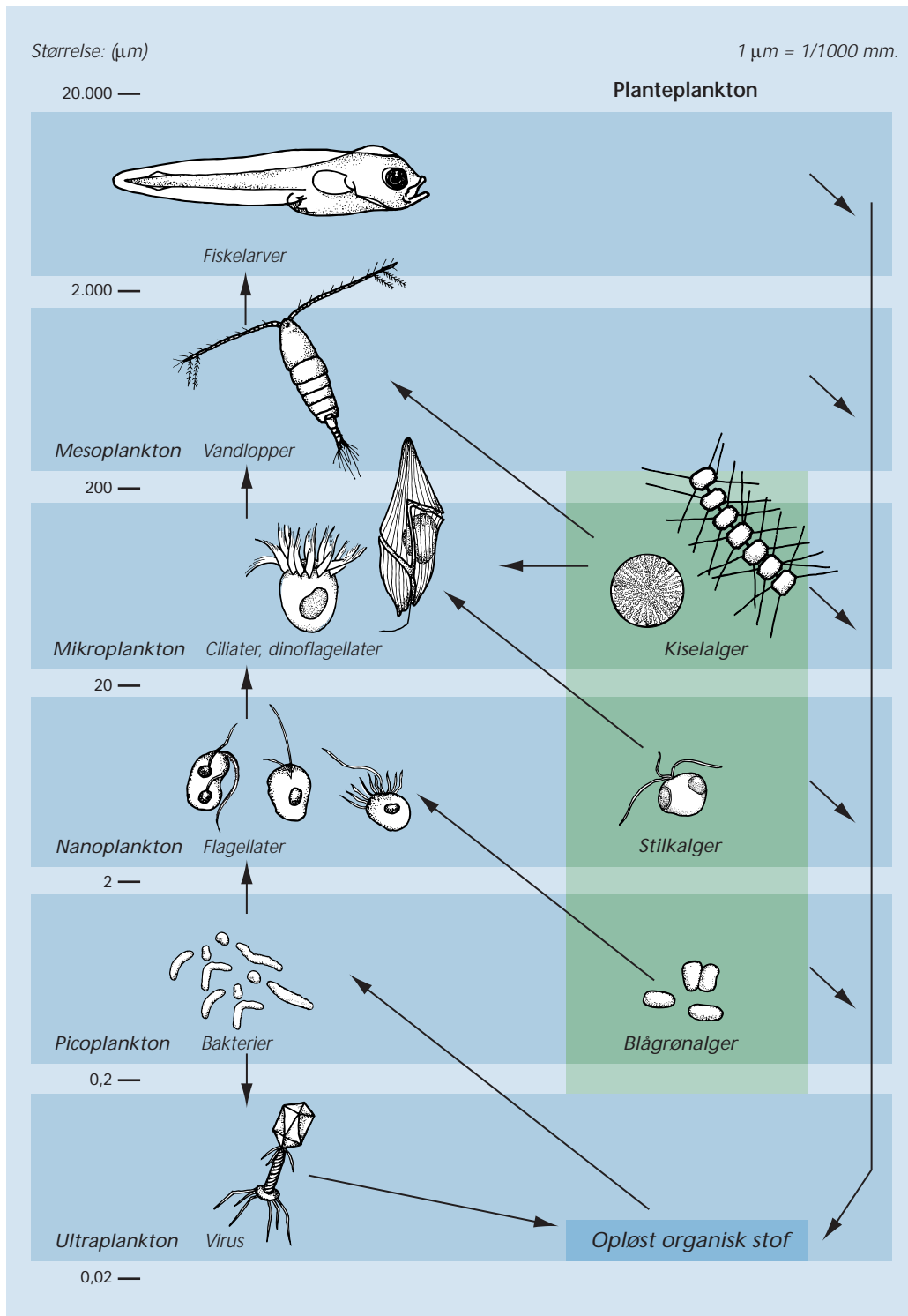
Ultraplankton er de mindste organismer på under 0,2 µm. I denne gruppe finder vi virus og de mindste af bakterierne.

Picoplankton er organismer på 0,2 - 2 µm. I denne gruppe findes bakterierne og de mindste planteplanktonarter.

Nanoplankton er 2 - 20 µm og består af planteplankton samt små encellede dyreplanktonarter som flagellater og de mindste ciliater.

Mikroplankton er 20 - 200 µm. Gruppen er domineret af ciliater, dinoflagellater og små flercellede dyreplankton. De store planteplanktonarter finder vi også i denne gruppe.

Mesoplankton er organismer, der er større end 200 µm. Vandløpper er dominerende i denne gruppe. Det er også her, vi finder larvestadierne af bundlevende dyr som fx muslinger, snegle og børsteorme.



Figur 11. Fødenettet i havets frie vandmasser.

ud i vandet. Dette materiale betegnes opløst organisk stof. Når planteplanktonet bliver spist af dyreplankton eller bliver sprængt i forbindelse med angreb af virus, slipper der også opløst organisk stof ud i vandet.

De organismer i havet, der ikke selv kan lave fotosyntese, lever direkte eller indirekte af det materiale, som planteplanktonet producerer. Planteplanktonet bliver ædt af dyreplanktonet, der igen bliver ædt af andet dyreplankton og fiskelarver. Den del af planteplanktonets produktion, der ender som opløst stof, bliver optaget af bakterierne. Ligesom de små arter af planteplankton bliver bakterierne ædt af de små arter af dyreplankton. Som tommelfingerregel regner man med, at dyreplanktonet æder organismer der er en tiendedel af deres egen størrelse. Men der findes organismer, der lever af meget mindre fødeemner, som de filtrerer fra vandet, og organismer, der kan æde andre organismer på størrelse med dem selv. Endvidere kan virus spille en betydelig rolle i havets stofomsætning.

Hvis et miljøfremmed stof påvirker bare et enkelt led i fødenettet, kan det have indirekte konsekvenser for de andre led i fødenettet. Fx vil et stof, der er giftigt for ciliater, kunne bevirke, at der kommer mindre græsning af de små planteplanktonarter, samtidig med at der bliver mindre føde for vandlopperne. Det kan igen have betydning for de fiskelarver, der lever af vandlopperne osv. Selv om et stof kun er

skadeligt for nogle få arter, vil effekten på denne måde kunne sprede sig som ringe i vandet til resten af systemet.

Direkte effekter af TBT

Der er lavet en lang række undersøgelser af TBT's giftighed over for forskellige marine arter. Tabel 2 viser giftigheden over for de organismer, man normalt bruger i økotoxikologiske tests, samt giftigheden over for muslinger og snegle.

Ud over disse standardtests er effekterne af TBT også undersøgt i mere komplicerede systemer. Der findes forskellige metoder til at afdække effekter i komplicerede systemer. En metode er at sammenligne naturlige økosystemer, der er udsat for forskellig belastning. Sådanne sammenligninger giver et godt fingerpeg om mulige effekter. Men da der aldrig er to økosystemer, der er helt ens, kan det være svært at afgøre med sikkerhed, om de observerede forskelle skyldes effekter af det miljøfremmede stof, eller om de skyldes naturlige forskelle mellem systemerne.

En anden metode er at bruge modeløkosystemer. Disse kan have forskellig størrelse og indeholde en større eller mindre del af hele økosystemet. Et eksempel på et modeløkosystem er et akvarium med naturligt havvand med dets indhold af bakterier, planteplankton og dyreplankton. Men det kan også være store plastposer ophængt på en pontonbro.

Organisme	Effekt mål	Koncentration (µg TBT per liter)
Planteplankton	EC ₅₀	0,3 - 1
	LOEC	0,1
Krebsdyr	LC ₅₀	0,4 - 100
	LOEC	0,01 - 0,3
Fisk	LC ₅₀	0,9 - 27
	LOEC	0,1 - 0,5
Muslinger og snegle, unge individer	LC ₅₀	1 - 3,7
Muslinger og snegle	EC ₅₀ (vækst)	0,05 - 0,2

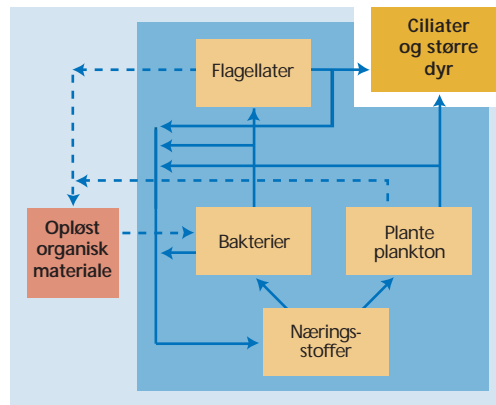
Tabel 2.
Økotoxikologiske data for TBT på udvalgte marine grupper.
Kilde: Miljøprojekt nr. 384, Miljøstyrelsen 1998.

Model-økosystemer har bl.a. været brugt i nogle helt nye undersøgelser til at vise, at TBT selv i meget lave koncentrationer påvirker omsætningen af kvælstof i havbunden.

Modellering af akvatiske økosystemer

I de senere år er der sket en rivende udvikling inden for modellering af stofomsætning og fødekædesammenhænge i akvatiske økosystemer. En tendens har været, at man er gået væk fra de meget komplekse modelbeskrivelser henimod mere enkle systemer. De enkle modelbeskrivelser har en række klare fordele med hensyn til brug på mindre computere, og de kan ofte give rimelige resultater med en forholdsvis lille mængde parametre. I økotoxikologiske sammenhænge er modellerne nødvendige for at kunne beskrive sammenhænge mellem direkte effekter (fx vækst, død) og indirekte effekter (fx næringssaloptagelse, græsning). På DMU arbejdes der i øjeblikket på

at anvende sådanne nye simple modeller til analyse af effekter af TBT på naturlige planktonpopulationer. En foreløbig status fra dette arbejde er, at modellerne kan anvendes til at forudsige effekter af TBT.



Figur 12. Eksempel på en simpel model af omsætningen i de frie vandmasser.



Foto: DMU/Bo Riekenann



Foto: DMU/Winnie Møntzen

Model-økosystemer er et værdifuldt værktøj både i forskningen i havets økosystem og i den økotoxikologiske forskning. Her er det model-økosystemer i stor skala, hvor nogle store plastposer med havvand er fastgjort til en pontonbro.

Imposex

I almindelige økotoksikologiske undersøgelser (se boksen s. 12) er snegle og muslinger ikke mere følsomme for TBT end andre organismegrupper (se tabel 2 s. 24). Men i slutningen af 1970'erne oplevede man alligevel i Frankrig, at østersproduktionen i visse områder blev ødelagt. Antallet af østerslarver i vandet var markant lavere end tidligere, og de østers, som det lykkedes at få til at vokse, fik korte, tykke skaller i stedet for aflange og flade. Disse effekter blev hurtigt relateret til TBT, selv

om man endnu ikke har fundet ud af, hvorfor TBT giver disse misdannelser af østersskallerne.

I midten af 1980'erne oplevede man et voldsomt fald i bestanden af en bestemt snegl, purpursneglen, i visse områder i det sydvestlige England, især omkring lystbådehavne og større havne. Også her fandt forskerne ud af, at årsagen var TBT, der havde givet hormonforstyrrelser hos sneglene. Både purpursnegle og en lang række andre arter af havsnegle er meget følsomme for TBT. Disse hormonforstyrrelser er også fundet i danske havsnegle.

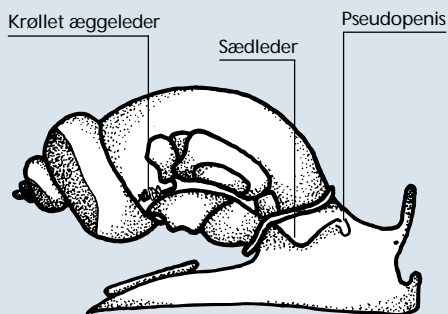
Denne slags specielle effekter opfanges ikke i almindelige økotoksikologiske undersøgelser.

Imposex i danske havsnegle

I dag lider en række danske arter af havsnegle af misdannelser, der skyldes hormonforstyrrelser, som kan kædes sammen med brugen af TBT i skibsmalinger. Hormonforstyrrelserne kommer til udtryk ved udvikling af det såkaldte imposex-fænomen i sneglene. Imposex er defineret ved, at hunsneglene ud over deres normale hunlige karaktertræk udvikler synlige hanlige køns karakterer, først og fremmest en penis og sædleder. Fænomenet bliver også kaldt pseudotvekønnethed, idet de udviklede hanlige køns karakterer ikke kan bruges til formering.

Størstedelen af de danske havsnegle, der tilhører forgællesneglene, er særkønnede. Dvs. at der både forekommer hanner og hunner, der igennem hele livet har hver deres karakteristiske køns karakterer. I dis-

Tegn på imposex hos konksnegle



Rødkonk (til venstre) og almindelig konk (til højre) er de største af vores hjemlige havsnegle, og de er almindelige på vanddybder over 10 m. Imposex er udbredt hos disse to arter i de indre danske farvande.



se snegle påvirker TBT balancen mellem de hanlige og de hunlige kønshormoner, så der ophobes hanlige kønshormoner, fx testosteron, i sneglene. Dette medfører, at hunnerne begynder at udvikle de observerede hanlige køns karakterer. En engelsk undersøgelse har vist, at omkring 1 ng TBT per liter havvand kan fremprovokere disse hormonforstyrrelser i havsneglene, og dermed er TBT en af de kraftigst virkende miljøgifte, der er fundet til dato.

Imposex udvikles i forskellig grad afhængigt af belastningen med TBT. Fra de begyndende imposex stadier, hvor de hanlige karaktertræk kun er tilstede i mindre grad, til de mest fremskredne stadier, der hos nogle arter kan medføre, at hunsneglene bliver sterile og i værste fald dør (se tabel 3).

I Danmark er imposex indtil videre fundet i 9 arter af havsnegle. Dertil skal lægges, at det såkaldte intersex fænomen, der også kan tillægges tilstedeværelsen af TBT i havmiljøet, er fundet hos en enkelt art; almindelig strandsnegl. Ved intersex udvikler hunsneglene ligesom ved imposex hanlige karaktertræk, men det kommer til udtryk på en anden måde, idet der sker en decideret omdannelse af de hunlige kønsorganer til mere hanlige kønsorganer. Dette vil også i de mest udviklede stadier resultere i, at sneglene bliver sterile.



Foto: DMU/Jan Damgaard

Imposex er observeret hos følgende danske havsnegle - der alle tilhører de særkønnede forgællesnegle

- Purpursnegl
- Rødkonk
- Almindelig konk
- Slank tensnegl
- Dværgkonk
- Kegleformet dværgkonk
- Stor dyndsnegl
- Pyramide-tangsnegl
- Pelikanfod

Intersex er observeret hos

- Almindelig strandsnegl

Imposex stadium	Beskrivelse
0	Normale hunner uden hanlige køns karakterer
1	Udvikling af penis eller sædleder påbegyndt
2 - 3	Udvikling af penis og en mindre del af sædleder
4	Penis samt fuldt udviklet sædleder
5	Væv fra sædlederen blokerer kønsåbningen
6	Ægsækken indeholder aborterede ægkapsler

Tabel 3.

Imposex udvikles i forskellig grad afhængigt af belastningen med TBT. De forskellige stadier beskrives ved graden af udvikling af de hanlige køns karakterer penis og sædleder hos hunsneglene. Hunsnegle i stadium 5 og 6 er sterile. Det er ikke alle arter der udvikler stadium 5 og 6.

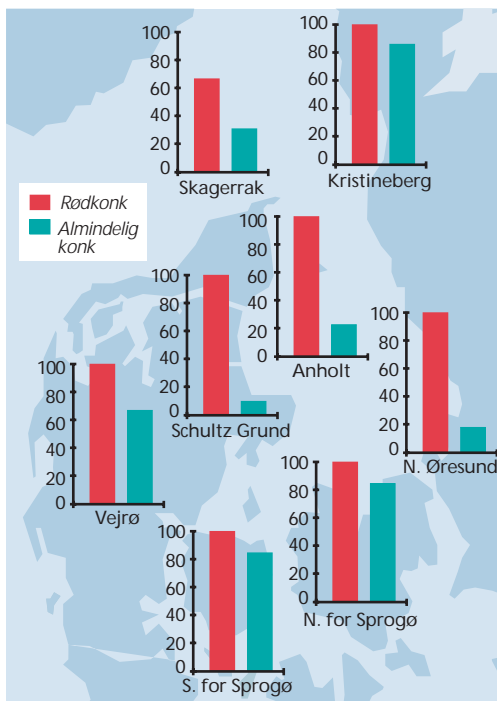
Ikke alle arter af havsnegle er lige følsomme over for TBT, og de udvikler derfor ikke alle imposex/intersex i samme grad. Især konksnegle (neogastropoder), som fx purpursnegl og rødskonk, er meget følsomme, og hos disse arter er imposex tilstede overalt i vores farvande - selv i områder hvor skibstrafikken er lav. Faktisk er imposex fundet i rødskonk, der er fanget på mere end 100 meters dybde i Skagerrak. Ellers forekommer imposex og intersex især omkring havne, hvor belastningen med TBT er høj. I disse områder er imposex og intersex ofte tilstede i meget fremskredne stadier, og mange af sneglene er sterile.

I hvilken grad TBT og udviklingen af imposex og intersex har betydning for vores hjemlige bestande af havsnegle kan diskuteres. De snegle, der lever i umiddelbar nærhed af havneområder med en høj koncentration af TBT, er særligt sårbare.

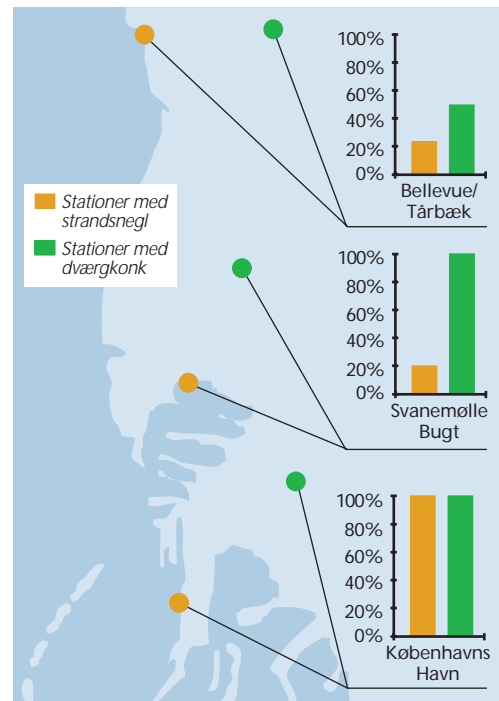
Nogle arter, som fx purpursnegl, bliver sterile i de fremskredne stadier. Da purpursneglen samtidig ikke har et fritsvømmende larvestadium, kan den kun langsomt indvandre fra mere upåvirkede områder. Derfor er denne art, der lever isoleret på fx moler langs den jyske vestkyst, truet omkring flere af de større havne. Andre arter udvikler ikke sterilitet, men det vides ikke, om disse arters formering alligevel påvirkes af de fremskredne stadier af imposex eller intersex.

Det kan konstateres, at bl.a. almindelig konk, der ikke udvikler sterilitet, er gået kraftigt tilbage ud for de hollandske og tyske kyster i den sydlige del af Nordsøen. Skibstrafikken er meget kraftig i dette område, men andre faktorer end imposex kan have påvirket bestandene. Fx har et intensivt fiskeri med bomtrawl generelt stor indflydelse på havbundens dyreliv.

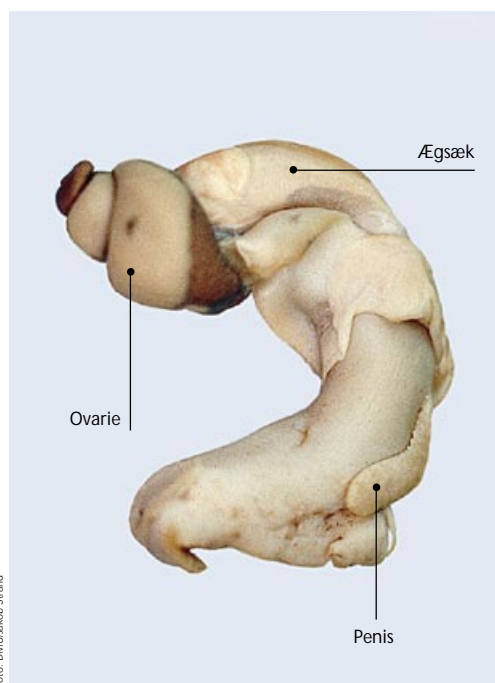
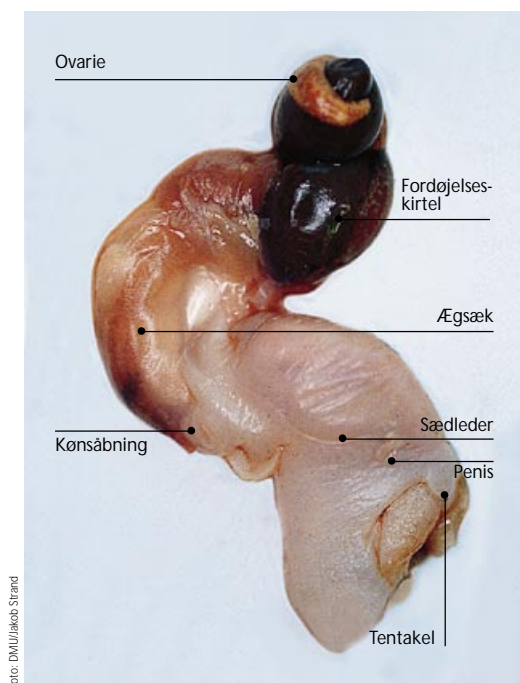
Figur 13 (til venstre). Andelen af rødskonk og almindelig konk med imposex (i %) i forskellige områder af de danske farvande. Samtlige rødskonk i Kattegat har udviklet imposex.



Figur 14 (til højre). Forekomsten af intersex og imposex (i %) i hhv. almindelig strandsnegl og dværgkonk på forskellige lokaliteter i Øresund. Almindelig strandsnegl lever på lavt vand, mens dværgkonk lever på dybere vand. De er derfor ikke indsamlet på de samme stationer. Imposex og intersex er mest udbredt i og nær ved Københavns havn, der er tæt trafikret med store skibe. Kilde, data for dværgkonk: Københavns Amt og Københavns Kommune.



Imposex og intersex udvikles som en irreversibel og meget specifik respons på TBT-forurening. Derfor er disse fænomener velegnede at anvende ved overvågning af havmiljøet, og det er da også en parameter, der som noget nyt indgår i vandmiljøplanens overvågningsprogram for havet.



Til venstre. Imposex karakterer hos hun-konksnegl, der er taget ud af sneglehuset. Ud over de normale hunlige karaktertræk som ovarie, ægsæk og kønsåbning, har denne snegl som noget unaturligt også udviklet penis og sædleder.

Til højre. Imposex hos almindelig konk, der er taget ud af sneglehuset. Ud over de normale hunlige karaktertræk som ægsæk og ovarie, har denne snegl også som noget unaturligt udviklet en penis.



Almindelig konk på stenrev.

TBT hos havpattedyr og mennesker

TBT kan optages med føden eller direkte fra vandet. Muslinger, der lever af partikler, der filtreres fra vandet, vil især optage TBT fra vandet, mens bl.a. pattedyr og fugle fortrinsvis optager TBT gennem føden. De fleste dyr kan relativt effektivt nedbryde TBT. Nedbrydningen foregår især i leveren. Dyrene kan lettere skille sig af med nedbrydningsprodukterne, da de er mere vandopløselige end TBT. De højeste koncentrationer af butyltin findes især i lever og nyrer samt i fedtlaget. En væsentlig del kan desuden bindes i hår, fjer og negle, der er en væsentlig kilde til udskillelse af stofferne hos pattedyr og fugle.

Effekter af TBT i havpattedyr

Det er vist i laboratorieforsøg, at TBT og dibutyltin i relativt lave koncentrationer kan svække immunforsvaret hos dyr og mennesker. Det er derfor nærliggende at rejse spørgsmålet, om TBT i de koncentra-

tioner, der er tilstede i vores havmiljø, kan have indflydelse på sundhedstilstanden af dyr og mennesker. Amerikanske forskere har mistænkt TBT for have indflydelse på udbrud af infektionssygdomme i Californiske havoddere. De har nemlig vist, at de havoddere, der døde af infektionssygdomme, havde forhøjede koncentrationer af TBT og nedbrydningsprodukter i deres lever. Men om der er en egentlig sammenhæng vides ikke. Det er meget svært at bevise en årsagssammenhæng mellem butyltin (eller for den sags skyld andre miljøfremmede stoffer) og forekomsten af sygdomme i vilde populationer af dyr, da andre faktorer som udsættelse for smitte, ernæringstilstand og genetisk variation i modtagelighed også kan spille en stor rolle. Samtidig vil høje koncentrationer af forskellige miljøgifte ofte følges ad, således at et dyr med høje koncentrationer i kroppen af ét stof samtidig har høje koncentrationer af andre miljøgifte.

Herhjemme har der i nyere tid været udbrud af alvorlige epidemiske sygdomme, der bl.a. har ført til massedød blandt sæler og ederfugle. Her er miljøfremmede stoffer mistænkt for at have spillet en rolle.

Butyltin i mennesker

Laboratorieforsøg har vist at TBT, dibutyltin og monobutyltin påvirker immunforsvaret hos mennesker. Bl.a. påvirkes de såkaldte dræber-celler, der spiller en vigtig rolle i kroppens immunforsvar mod infektioner og kræft. En amerikansk forskergruppe fandt op til 90% hæmning af dræber-cellernes evne til at angribe kræftceller, når man udsatte dem for en TBT koncentration på 58 ng per milliliter i én

TBT er mistænkt for at have betydning for udbrud af infektionssygdomme hos Californiske havoddere.

**Manglende
ophavsret
til
Internettet**

time. En sådan hæmning af dræber-cellerne funktion kan forklares ved, at butyltin påvirker dræber-cellerne evne til at binde kræftceller. I overensstemmelse med denne forklaring fandt forskerne, at dræber-cellerne havde en tydeligt nedsat evne til at binde sig til kræftceller efter en 24 timers påvirkning med 58 ng TBT per milliliter.

Spørgsmålet er så, hvor meget butyltin der rent faktisk findes i menneskers blod? I to forskellige amerikanske afhandlinger angav forskerne, at der i blod fra ialt 38 donorer var en koncentration af butyltin fra mindre end detektionsgrænsen op til 155 ng per milliliter. TBT alene varierede fra ikke målbart til 85 ng per milliliter. Der er således klare indikationer på, at forekomsten af TBT og andre butyltin-forbindelser i blodprøver fra de 38 donorer er af samme størrelsesorden som de koncentrationer, hvor effekterne på dræber-cellerne blev målt. I hvilket omfang disse koncentrationer er repræsentative for indholdet af butyltin i danskere vides ikke. I en kommende mere omfattende risikoanalyse af TBT bør disse forhold undersøges. Resultaterne fra de amerikanske undersøgelser giver imidlertid anledning til bekymring, da Danmark er et af de mere TBT-belastede områder i verden.

Mennesker kan optage TBT og andre butyltin-forbindelser fra fisk, muslinger og anden føde fra havet. TBT og dets nedbrydningsprodukter er fundet i fisk, der er købt på fiskemarkeder i Europa, Asien og USA. Der findes i dag ingen fastsat værdi for maksimalt dagligt indtag, men en værdi på 0,25 µg TBT per kg kropsvægt per dag er blevet foreslået. Det svarer til et maksimalt dagligt indtag på 15 µg TBT for en person på 60 kg.

Nogle af de højeste koncentrationer af butyltin i fisk er rapporteret fra den sydlige Østersø ved Gdansk i Polen. I fx skrubber blev der fundet så høj en koncentration af butyltin i kødet, at man overskrider den anbefalede maksimumgrænse, hvis man spiser 50 g skrubbe om dagen. Da polakker i gennemsnit spiser 50 g fisk om dagen, er der en stor risiko for, at de overskrider det anbefalede maksimale indtag af TBT.

Anvendelsen af butyltin i plast- og silikone-materialer er også en mulig kilde til forurening af vores fødevarer. I en japansk undersøgelse blev der fx fundet butyltin i silikonebehandlet bagepapir, og butyltin-forbindelserne vandrede over i småkager, der blev bagt på dette bagepapir. Det er sandsynligt at butyltin i plast-emballage også kan vandre over i vores madvarer.

Der er ingen danske undersøgelser af indholdet af butyltin i fiskekød eller andre fødevarer. Men da belastningen af de danske havområder med butyltin er relativt høj, er det sandsynligt, at danskerne indtager væsentlige mængder butyltin via fisk og muslinger fra havene omkring os.

I udenlandske undersøgelser er der fundet alarmerende koncentrationer af butyltin i blodet hos mennesker. Der findes ingen tilsvarende danske undersøgelser.

**Manglende
ophavsret
til
Internettet**

Andre antibegrøningsmidler

Kobber

Næsten alle bundmalinger indeholder kobber i en eller anden form, og det tilsættes normalt i meget store mængder. Kobberforbindelser kan udgøre op til 40% af den samlede vægt af bundmalingen. De anvendte kobberforbindelser er hovedsageligt kobberpulver, kobberoxid eller kobberthiocyanat.

Det er meget vanskeligt at opgøre, hvor store mængder kobber der samlet tilføres vandmiljøet, og hvor meget af det tilførte kobber, der stammer fra antibegrøningsmidler. Et realistisk skøn er, at der årligt tilføres 100-150 ton kobber til de danske farvande, hvoraf ca. en trediedel kommer fra bundmaling. Resten tilføres ved udvaskning og med spildevand.

Da kobber er et grundstof bliver det ikke nedbrudt. Derfor forsvinder kobberet ikke igen, når det er kommet ud i havet. Det vil altid være tilstede, men formen kan være mere eller mindre tilgængelig og giftig.

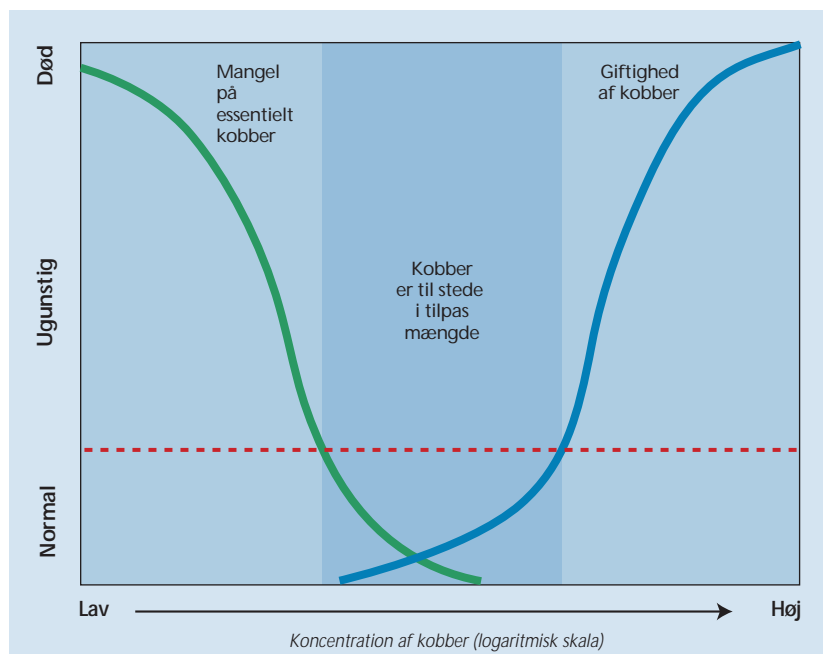
Kobber er et metal, der forekommer naturligt i vores havmiljø. Det tilhører mikronæringsstofferne, der er nødvendige i små mængder, for at alt liv kan fungere. Men i for store mængder bliver det særdeles giftigt for bl.a. vandlevende organismer.

Giftigheden afhænger i høj grad af, på hvilken form (oxidationstrin) kobberet findes og af biotilgængeligheden. Opløste kobber(II)-ioner anses som den "mest" giftige form. Selv om kobberet normalt findes som kobber(I)-forbindelser i bundmalingen, bliver det omdannet til kobber(II)-ioner umiddelbart efter frigivelsen fra bundmalingen. Hvis kobberet fx bliver bundet til partikler i vandet, fælder ud som tungtopløselige salte eller bliver reduceret til frit kobber, bliver det mindre giftigt, da planter og dyr så har langt vanskeligere ved at optage det; kobberets biotilgængelighed er blevet mindre.

Kobber begynder at have giftvirkning på de mest følsomme arter af vandlevende dyr og planter ved en koncentration på nogle få µg per liter havvand (se tabel 4). Bundlevende dyr bliver påvirket af kobber i koncentrationer, der overstiger 100 µg per g tørt havbundsmateriale. Til sammenligning er det naturlige baggrunds niveau i havmiljøet 0,2 - 0,8 µg per liter havvand og 10 - 40 µg per g tørt havbundsmateriale.

I havbundsmateriale fra forskellige havne ved Århus er der fundet koncentrationer

Figur 15. Kobber er et mikronæringsstof, der er nødvendigt i små mængder, for at bestemte biokemiske processer kan foregå i planter og dyr. Det indgår i forskellige væsentlige led af energiom-sætningen. Men hvis mængden af kobber overskrider et vist niveau, bliver det giftigt.

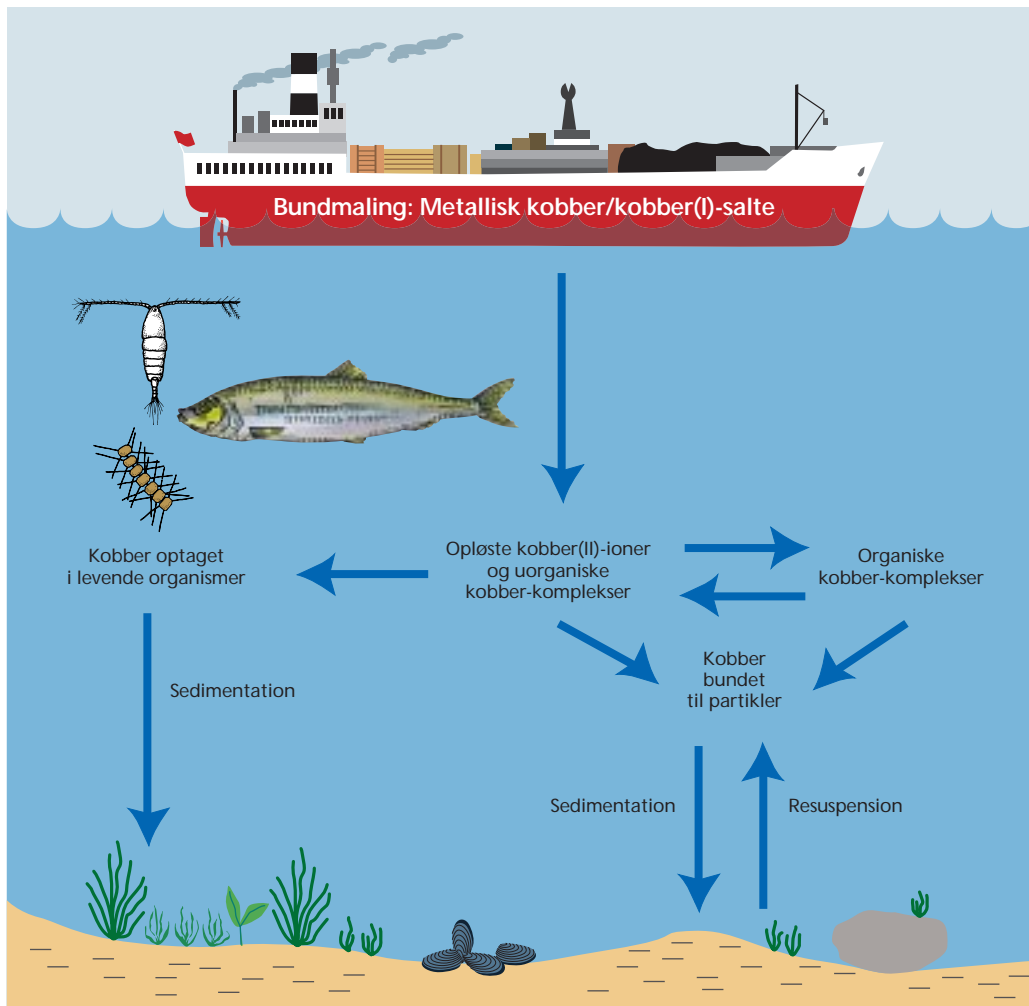


af kobber mellem 15 og 18.000 µg per g tørt havbundsmateriale. Kobberet er normalt relativt hårdt bundet i havbunden, men det kan frigives, hvis bunden hvirvles op

af fx skibsskruerne, eller når havnen bliver oprenset. På samme måde kan kobberet frigives i de områder, hvor det oprensede materiale klappes.

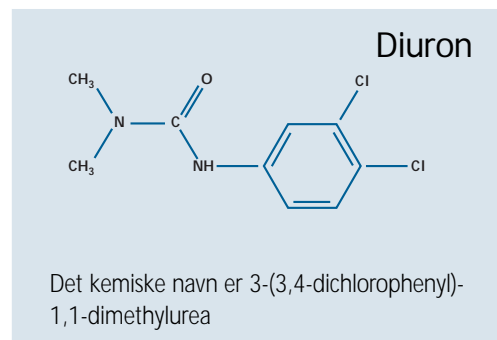
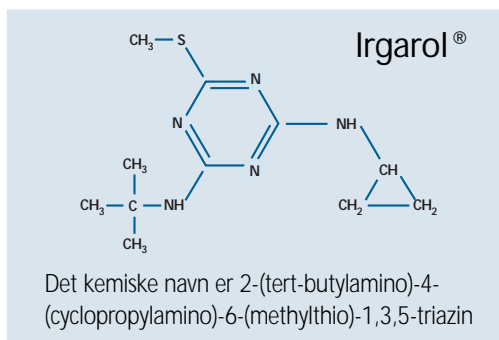
Organisme	Effekt mål	Koncentration (µg kobber per liter)
Planteplankton	LC ₅₀ /EC ₅₀	10 - 550
	NOEC	9 - 49
Krebsdyr	LC ₅₀	7,5 - 320
	NOEC	40 - 220
Fisk	LC ₅₀	24 - 21.000
	EC ₅₀	75 - 190
	NOEC	10 - 120
Muslinger og snegle	LC ₅₀	30 - 9.300
	EC ₅₀	< 20 - 40

Tabel 4. Økotoxikologiske data for kobber på udvalgte marine grupper. Kilde: Miljøprojekt nr. 384, Miljøstyrelsen 1998.



Figur 16. Opløste kobber(II)-ioner er den mest giftige form for kobber. De kan let optages over cellemembraner i fx gæller og fordøjelsessystemet. Hvis kobberionerne er bundet til fx lerpartikler bliver de betydeligt sværere at optage. Derved bliver kobberet mindre giftigt.

Figur 17 og 18.
Irgarol og Diuron blokerer fotosyntesen, og de er derfor mest giftige for planter. Både Irgarol og Diuron nedbrydes forholdsvis langsomt. Der er derfor en stor risiko for, at de ophobes i miljøet.



Irgarol og Diuron

Irgarol og Diuron er primært giftige overfor planter (se tabel 5). Effekten skyldes, at stofferne blokerer nogle vigtige processer i fotosyntesen. Da de hovedsageligt er giftige for planter, kan de ikke bruges som antibegroningsmiddel alene, men tilsættes kobberbaserede bundmalinger, for at forbedre effektiviteten af disse.

Diuron bruges i et vist omfang som ukrudtsmiddel, men på grund af dets giftighed over for vandlevende organismer er det ikke tilladt at anvende det nærmere end 10 meter fra vandløb. Irgarol er kemisk beslægtet med det kendte og nu forbudte ukrudtsmiddel Atrazin.

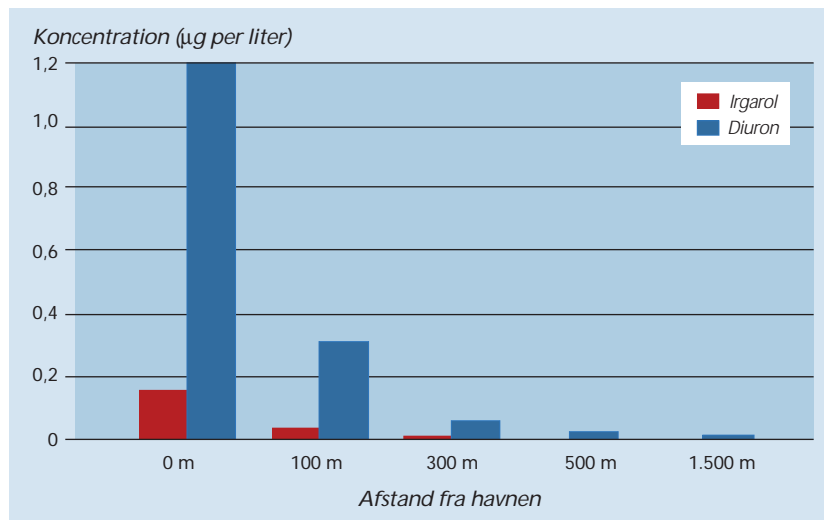
Indholdet af Irgarol og Diuron i bundmalinger kan udgøre op til 5% af den samlede vægt, og den samlede årlige udledning til havmiljøet er på baggrund af data fra 1996 anslået til omkring 20 kg Irgarol og mellem 850 og 1700 kg Diuron. Når mængden af Diuron er meget større end mængden af Irgarol skyldes det, at Diuron det pågældende år erstattede Irgarol i de fleste bundmalinger, der blev solgt i Danmark. Fra 1. januar 2000 må bundmalinger, der indeholder Irgarol eller Diuron, ikke anvendes til både under 25 m.

Både Irgarol og Diuron bliver nedbrudt forholdsvis langsomt i havmiljøet. Der er derfor en stor risiko for, at de ophobes i miljøet.

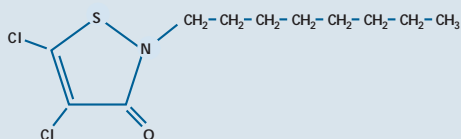
Miljøstyrelsen har fastsat et vandkvalitetskriterium for Irgarol på 0,001 µg per liter. Der er foreslået et vandkvalitetskriterium for Diuron på 0,01 µg per liter, men kriteriet er ikke endeligt fastsat. Vandkvalitetskriteriet angiver en koncentration, hvor der lige netop ikke forventes nogen effekter på organismene i miljøet.

Flere amter har imidlertid målt koncentrationer af Irgarol og Diuron, der overstiger vandkvalitetskriteriet. I 1998 foretog Århus amt en række målinger af Irgarol og Diuron i forskellig afstand fra en lystbådehavn (figur 19). Koncentrationen af begge stoffer var mindre, jo længere væk fra havnen

Figur 19.
Koncentration af Irgarol og Diuron i forskellig afstand fra Egå Marina nær Århus i 1998.
Kilde: Århus Amt.

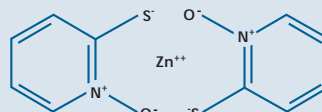


Sea-nine®



Det kemiske navn er 4,5-dichloro-2-n-octyl-3(2H)-isothiazolon

Zink-pyrithion



Det kemiske navn er bis-(1-hydroxy-2(1H)-pyridinethionato-O,S)zink

Figur 20 og 21.

Sea-nine og zink-pyrithion er nye antibegroningsmidler. De nedbrydes tilsyneladende hurtigt til mindre giftige nedbrydningsprodukter, og det forventes derfor ikke, at de ophobes i miljøet.

der var målt. Men koncentrationen af Diuron oversteg forslaget til vandkvalitetskriterium selv i en afstand af 1500 meter fra havnen. Koncentrationen af Irgarol lå over det fastsatte vandkvalitetskriterium ud til en afstand af 300 meter fra havnen.

terne generelt er betydelig mindre giftige end udgangsstofferne.

Sea-nine anvendes i dag i et vist omfang i bundmalinger til større skibe, mens zink-pyrithion forventes at erstatte Diuron og Irgarol i bundmaling til lystbåde.

Sea-nine og zink-pyrithion

Sea-nine (kaldes også DCOI) og zink-pyrithion hører til den nye generation af antibegroningsmidler i bundmalinger. De er giftige for både planter og dyr, men de nedbrydes relativt hurtigt, og det forventes derfor ikke, at de ophobes i vandmiljøet. Derudover tyder det på, at nedbrydningsproduk-

Sea-nine er udviklet specifikt som antibegroningsmiddel, men stoffet er kemisk nært beslægtet med forbindelser (såkaldte kationer), der bruges som desinfektionsmiddel i bl.a. kosmetik og sæbe. Zink-pyrithion anvendes ud over som antibegroningsmiddel også bl.a. i forskellige midler til hud- og hårpleje, fx i flere typer af skælshampoo.

Organisme	Effekt mål	Koncentration (µg Irgarol per liter)	Koncentration (µg Diuron per liter)
Planteplankton	EC ₅₀	0,45 - 2,1	2,4 - 170
Krebsdyr	LC ₅₀		160 - 47.000
	EC ₅₀	400 - 8.100	
	NOEC	110	50 - 1000
Fisk	LC ₅₀	860 - 4.000	1.100 - 120.000
	NOEC		33
Muslinger og snegle	LC ₅₀		1.300 - 15.000

Tabel 5.

Økotoksikologiske data for Irgarol og Diuron på udvalgte marine grupper. Kilde: Miljøprojekt nr. 384, Miljøstyrelsen 1998.

Organisme	Effekt mål	Koncentration (µg Sea-nine per liter)	Koncentration (µg zink-pyrithion per liter)
Planteplankton	EC ₅₀	14 - 36	28
	NOEC		7,8
Krebsdyr	LC ₅₀ /EC ₅₀	4,7 - 1.300	3,6 - 6,3
	NOEC	0,63	2,7
Fisk	LC ₅₀	2,7 - 30	2,6 - 3,2
	NOEC	6	
Muslinger og snegle	LC ₅₀ /EC ₅₀	1,9 - 850	22

Tabel 6.

Økotoksikologiske data for Sea-nine og Zink-pyrithion på udvalgte marine grupper. Kilde: Miljøprojekt nr. 384, Miljøstyrelsen 1998.

Regulering af forbruget

Lovgivning

Der har siden starten af 1990'erne været forbud i hele EU mod brug af TBT-holdig bundmaling på fartøjer kortere end 25 meter samt til brug i havbrug eller skal-dyrsbrug eller på udstyr helt eller delvist nedsænket i vand. Forbudet er primært møntet på lystbåde, som normalt tages på land en gang om året og derfor ikke har behov for malinger med mange års holdbarhed. Men forbudet har ikke haft nogen reel betydning for lystsejlerne, idet der hele tiden har været andre effektive malinger på markedet. Disse malinger indeholdt bl.a. kobber og Irgarol eller Diuron.

Flere amter henvendte sig imidlertid til Miljøstyrelsen, fordi de målte koncentrationer af Irgarol og Diuron, der oversteg vandkvalitetskriteriet, også i betydelig

afstand fra lystbådehavne. Miljøstyrelsen fik derfor kortlagt forbruget af biocider i bundmalinger til lystbåde i Danmark og udarbejdede på denne baggrund en redegørelse om bundmalinger til lystbåde. Denne redegørelse indeholdt bl.a. en kortfattet gennemgang af mulige alternativer samt et forslag til regulering af området.

Offentliggørelsen af redegørelsen gav anledning til en til tider heftig debat i medierne. Men på et møde med Miljø- og Energiminister Svend Auken, Miljøstyrelsen, Dansk Sejlunion og Danmarks Idræts-Forbund blev der opnået enighed om, i hvilken retning en regulering skulle gå. Hovedpunkterne i bekendtgørelsen ses i boksen nederst til venstre.

Reglerne retter sig mod lystbådene af to årsager. Lystbådene befinder sig primært i de kystnære farvande, som generelt er de mest følsomme. De større, kommercielle skibe sejler primært på åbent vand, og biociderne frigives derfor hovedsagelig i de mere åbne farvande, som ikke er helt så følsomme som de kystnære områder. Endelig skal brugen af maling til de store fartøjer reguleres internationalt, hvis det skal have en reel effekt.

Danmark er ikke det eneste land, hvor indholdet af antibegroningsmidler i bundmaling til lystbåde er reguleret. Også i Sverige findes der regler på området.

- Fra 1. januar 2000 må bundmalinger, der indeholder stofferne Diuron og Irgarol hverken sælges eller anvendes til fartøjer under 25 meter.
- Fra 1. januar 2000 er det ikke tilladt at sælge eller anvende biocidholdig bundmaling til fritidsbåde, der overvejende anvendes i ferskvand.
- Fra 1. januar 2000 er det ikke tilladt at sælge eller anvende biocidholdig bundmaling til små fritidsbåde under 200 kg, med mindre de har fast vandplads i en havn eller er træbåde.
- Fra 1. januar 2003 må der ikke anvendes biocidholdig bundmaling, som afgiver stoffer, der kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i havmiljøet (dvs. stoffer, som skal klassificeres med risikosætningen R 53).

TBT er et internationalt problem

Brugen af TBT-holdig bundmaling søges reguleret på international basis via FN-organisationen International Maritime Organisation (IMO). Der arbejdes på at få udarbejdet en konvention om udfasning af TBT og andre problematiske stoffer. Målet er, at denne konvention skal endeligt udarbejdes år 2001. Der er lagt op til et forbud mod påføring af TBT-holdig bundmaling fra 1. januar 2003 samt et forbud mod tilstedeværelsen af TBT-holdig bundmaling på skibe fra 1. januar 2008.

Der er flere grunde til, at reguleringen forsøges gennemført via IMO frem for at indføre en separat dansk regulering. Et forbud mod (gennem)sejlad i danske farvande for skibe med TBT-holdig maling er ikke praktisk gennemførligt. Og et isoleret dansk forbud mod påføring af TBT-holdig maling vil kun have en begrænset effekt, fordi bidraget fra udenlandske skibe er stort. En konvention, der er udarbejdet af IMO, vil have global gyldighed.

Et forbud mod påføring af TBT-holdig bundmaling vil hurtigt have en effekt, idet størstedelen af verdens flåde bliver malet oftere end hvert tredje år. Det er stort set kun de store supertankere, der sejler i 5 år uden dokning. Da hovedparten af de skibe, der sejler i danske farvande, er i dok med intervaller på under 3 år, vil der hurtigt ske en reduktion i forureningen med TBT fra disse skibe. Men fordi stoffet er så langsomt nedbrydeligt, vil der fortsat kunne findes høje koncentrationer af TBT i farvandene fremover.

Biocid-direktivet

EU-parlamentet offentliggjorde et nyt biocid-direktiv i april 1998 for bl.a. at ensrette reguleringen af biocider i de forskellige medlemslande i EU. Dette direktiv indeholder også regler for indholdet af biocider i bundmaling.

Ifølge direktivet skal *nye* biocider gennem en omfattende vurdering og godkendelse, før de må bruges. Dette gælder fra d. 14. maj 2000.

Eksisterende biocider (dvs. biocider, der allerede er på markedet) skal alle igennem en godkendelsesordning inden for en 10-årig periode. Der kan derfor gå adskillige år, før biocider i bundmaling bliver vurderet og godkendt på EU-plan, hvilket er en af grundene til at Danmark har valgt at indføre særregler for lystbådene.

I den internationale søfartsorganisation IMO forhandles der om et totalforbud mod brug af TBT i bundmaling.

**Manglende
ophavsret
til
Internettet**

Fremtiden

Fremtidens sejlere og skibsredere vil fortsat skulle løse problemerne med begroning af skibe, men en række nationale og internationale initiativer vil få konsekvenser for fremtidens udbud af antibegroningsmidler.

Allerede i 1995 mødtes landene rundt om Nordsøen til den 4. Nordsøkonference. Her underskrev miljøministrene Esbjerg-deklARATIONEN, som bl.a. indeholdt det mål – kaldet generationsmålet – at udledningen af miljøskadelige stoffer skal nedbringes til nær nul for de menneskeskabte syntetiske stoffer og nær baggrundsværdien for de naturligt forekommende stoffer inden år 2020. I 1998 vedtog miljøministrene i alle landene omkring Østersøen og ud til Nordvest Atlanten, at generationsmålet ligeledes skulle omfatte disse farvande.

Generationsmålet

– udledningen af miljøskadelige stoffer skal nedbringes til nær nul for de menneskeskabte syntetiske stoffer og nær baggrundsværdien for de naturligt forekommende stoffer inden år 2020.

Esbjerg-deklarationen 1995

Hvordan når vi målet?

Danmark skal på linie med de øvrige EU-lande implementere EU's biocid-direktiv, hvilket betyder, at der fra år 2000 vil blive stillet en række miljøkrav til nye antibegroningsmidler, før de kan godkendes i EU. Denne godkendelsesordning svarer til den, der har eksisteret i mange år for bekæmpelsesmidler (pesticider).

Endvidere har den internationale maritime organisation IMO vedtaget at arbejde for at fremme brugen af mere miljøvenlige

antibegroningsmidler til den internationale skibsflåde, samtidig med at de mest giftige midler (fx TBT) forbydes.

Samtidig med at reguleringen af antibegroningsmidler strammes, må det formodes at miljøbevidstheden hos befolkningen, herunder også sejlerne, øges i fremtiden. En sådan øget miljøbevidsthed kan komme til udtryk gennem øget anvendelse af alternative biocidfri metoder.

Godkendelsesordninger, internationale reguleringer, generationsmål, lovgivning samt øget miljøbevidsthed og brug af alternative metoder vil formodentlig tilsammen få den konsekvens, at fremtidens antibegroningsmidler i mindre og mindre grad vil skade havmiljøet.

Fremtidens løsninger

Der arbejdes på en række fronter med at skabe miljømæssigt acceptable alternativer til de midler, der anvendes i dag. Dels gennem kemisk alternative malingstyper. Dels gennem såkaldte mekaniske løsninger som bådvaske og undervandsbådgarager. De mekaniske løsninger henviser sig idag udelukkende til lystbåde.

Hvis begroning skal hindres ved hjælp af biocider i fremtiden, skal det være midler, som nedbrydes meget hurtigt til uskadelige nedbrydningsprodukter. Fx har zinkpyrithion miljømæssige egenskaber, som er noget bedre end Diurons og Irgarols. Bl.a. sker nedbrydningen af stoffet tilsyneladende meget hurtigere, og nedbrydningsprodukterne er mindre giftige. Zinkpyrithion kan derfor erstatte Diuron og Irgarol i bundmaling til lystbåde. Tilsva-

rende bruges Sea-nine allerede i et vist omfang som alternativ til TBT i bundmaling til større skibe.

Der findes i dag forskellige biocidfri bundmalinger under udvikling. De silikone-baserede bundmalinger fungerer ved, at malingsoverfladen er glat og samtidig har en lav overfladespænding. Det bevirker, at organismerne har svært ved at sætte sig fast på overfladen og vaskes af under sejlsads. Disse produkter anvendes i dag kun til hurtigtgående skibe, der ikke ligger stille i længere perioder. Andre biocidfri bundmalinger virker ved en såkaldt selvpolerende effekt, hvor overfladen af malingen løbende fornyes. Disse malinger er kun brugbare i områder, hvor begroningen er lille, fx i søer. Et nyt produkt, der er baseret på et lag kulhydrater, som gør overfladen meget vandholdig og ikke attraktiv for begroning, er under udvikling, men findes ikke på markedet endnu.

En hård biocidfri maling kombineret med mekanisk rensning vha. børster eller højtryksrensning kan være en mulig løsning for lystbåde. Erfaringen har dog vist, at en rensning, som indebærer, at båden skal tages på land 4-5 gange i løbet af en sæson, ikke er en reel mulighed med de nuværende kranfaciliteter på lystbådehavnene. Derimod er det ikke urealistisk med en anden form for mekanisk rensning, hvor båden fx føres igennem en vaskemaskine placeret i vandet, altså en slags "omvendt bilvaskemaskine". I Sverige er der udviklet 2 forskellige typer, som dog indtil videre har nogle praktiske begrænsninger, idet de foreløbig kun kan rense både uden køl. Man forsøger at videreudvikle den ene type til også at kunne håndtere kølbåde.

En anden mekanisk løsningsmodel for lystbåde er at lade bådene fortøje i en „undervandsbådgarage“ eller „sovepose“, når de ligger i havn. Princippet er, at båden sejles



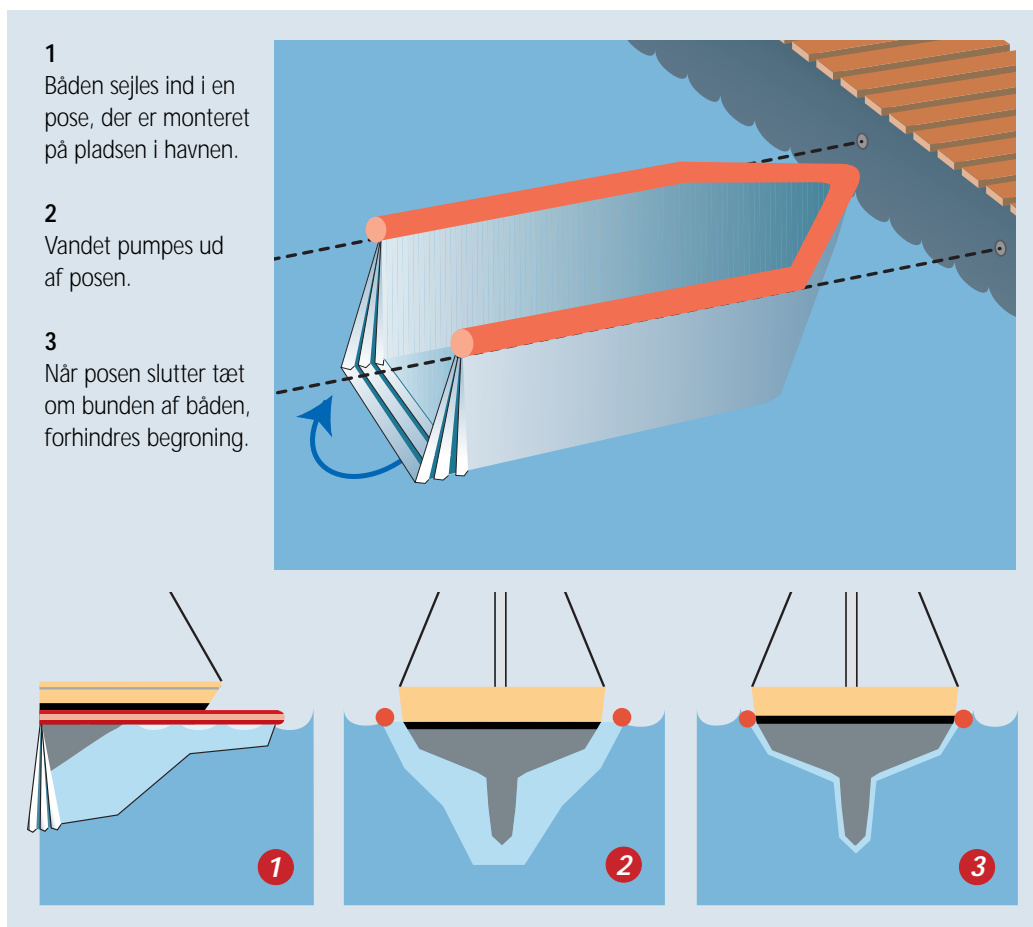
Foto: DMUS/Signe Fovesekov

Med de nuværende kranfaciliteter på lystbådehavnene er det ikke realistisk at tage bådene på land 4-5 gange i løbet af en sejlsæson for at rense begroningen af.

ind i en pose, når den ligger i havnen. Herefter pumpes vandet ud. Posen virker som beskyttelse mod vandlevende organismer, idet organismerne forhindres i at komme til skibsoverfladen. Herudover vil der i den lukkede pose efterhånden opstå et mørkt og iltfattigt miljø, som hindrer begroningen (se figur 22).

Man har desuden forsøgt at forhindre begroning ved hjælp af "mekaniske" malings typer. En væsentlig del af begroningen kommer i form af larver, der fæstner sig til overfladen. Ifølge deres natur vil larverne helst fæstne sig til en stabil og fast overflade. Ved at påføre overfladen et tæt lag

af syntetiske fibre, skulle larverne i teorien have stort besvær med at fæstne sig til overfladen. De larver, der får fodfæste på fibrene, burde falde af efter et kort forløb, når de bliver for store og ikke kan holde fast i den bevægelige fiberoverflade. Indtil videre er det dog ikke lykkedes at få denne type bundmaling til at fungere efter hensigten.



Figur 22. Princippet i "undervandsbådgaragen" er, at båden sejles ind i en pose, når den ligger i havn. Når posen lukkes og vandet pumpes ud, kan organismerne i vandet ikke komme i kontakt med bådens overflade. På den måde forhindres begroningen.

Klapning

Selv om anvendelsen af TBT og andre langsomt nedbrydelige antibegroningsmidler ophører vil stofferne stadig findes i høje koncentrationer i havbunden mange år frem i tiden.

Havmiljøet i Danmark er beskyttet først og fremmest ved Havmiljøloven (lov nr. 476 af 30. juni 1993) med senere ændringer samt ved tilgrænsende bekendtgørelser. En særlig interessant bekendtgørelse i sammenhæng med de høje koncentrationer af antibegroningsmidler i havneslam er bekendtgørelse nr. 975 af 19. december 1986 om dumpning af optaget havbundsmateriale. Denne såkaldte "Klappingsbekendtgørelse" regulerer i havmiljølovens regi den aktivitet, der normalt kaldes klapning, og som består i dumpning af opgravet havbundsmateriale fra fx uddybning, oprensning og havnebygningsarbejder samt kabel og rørledningsarbejder.

Alle disse arbejder er væsentlige for samfundet, og nogle af dem, herunder specielt havneuddybninger og havnebygningsarbejder, har også en folkelig interesse.

På årsbasis drejer det sig om millioner af kubikmeter havbundsmateriale, der skal opfylde havmiljølovens krav om kun at indeholde en række miljøgifte (herunder antibegroningsmidler) i uvæsentlige mængder og koncentrationer, dvs. mængder og koncentrationer der ikke bringer menneskets sundhed i fare eller skader naturværdier på eller i havet (herunder havbunden).

Det kan betyde at en stor del af det opgravede materiale fra danske havne ikke kan klappes, men må deponeres på land i kystnære depoter eller (eventuelt efter en forudgående rensning ved centrifugering eller lignende) genanvendes som fx byggemateriale.

**Manglende
ophavsret
til
Internettet**

Opgravet havbundsmateriale fra fx oprensning og uddybning af havne bliver som regel klappet, dvs. dumpet i udpegede havområder.

På billedet kan det klappede materiale ses som et mørkt spor efter båden. Når forurenet havneslam bliver klappet, kan miljøgifterne blive frigivet og spredt i miljøet.

Sammenfatning

Begroning kan især for kommercielle fartøjer have store økonomiske konsekvenser i form af øget brændstofforbrug og deraf afledte miljømæssige konsekvenser (øget drivhuseffekt og sur nedbør). For at hindre begroning er bundmaling til skibe normalt tilsat et eller flere antibegroningsmidler. Antibegroningsmidler er kemiske forbindelser, der er mere eller mindre giftige for de levende organismer i havet.

Næsten alle bundmalinger indeholder kobber. Herudover indeholder de ofte et eller flere andre antibegroningsmidler som fx plantegiften Diuron. TBT er et af de mest effektive antibegroningsmidler, der findes i dag - men det er samtidig et af de mest giftige stoffer, der med vilje tilføres havmiljøet.

I havneområder og sejlrender med høj skibstrafik er der målt koncentrationer af TBT, der er langt over den koncentration, hvor der kan forventes effekter på levende organismer. TBT nedbrydes relativt hurtigt i de frie vandmasser. Men stoffet har en tilbøjelighed til at bindes til partikler i vandet. Når disse partikler synker, ender en stor del af TBT'en i havbunden, hvor nedbrydningen tager år.

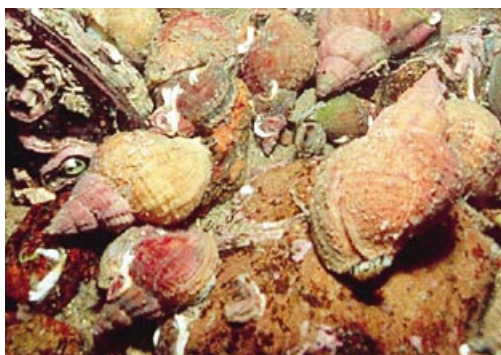


Foto: DNU/Kansten Dahl

Mange havsnegle er meget følsomme over for TBT. En koncentration på omkring 1 ng per liter havvand giver hormonforstyrrelser hos disse snegle. Hormonforstyrrelserne giver sig udtryk i at hussneglene udvikler hanlige køns karakterer - et fænomen, der kaldes imposex eller intersex, afhængigt af hvorledes misdannelserne giver sig udtryk. I Danmark er imposex eller intersex fundet hos 10 arter af havsnegle. Hos de mest følsomme arter er imposex udbredt overalt i vores farvande.

TBT ophobes i fødekæden og nogle af de højeste koncentrationer er målt i marsvin, der hører til i toppen af havets fødekæde. I laboratorieforsøg er det sandsynliggjort, at TBT og dets nedbrydningsprodukter kan svække immunforsvaret hos dyr og øge risikoen for kræft hos mennesker.

I udenlandske undersøgelser er der fundet alarmerende høje koncentrationer af butyltin i blodet hos mennesker. Dette kan dels stamme fra indtagelse af fisk og skaldyr og dels stamme fra fødevarer, der er forurenede med butyltin fra fx emballagen. Der foreligger ingen danske undersøgelser af hverken indtaget af butyltin med fødevarer eller koncentrationer i blod hos mennesker.

Der er i dag en vis regulering af brugen af antibegroningsmidler. I mange lande, heriblandt Danmark, har TBT således i en årække kun været tilladt til skibe over 25 meter. Der arbejdes på et internationalt forbud mod TBT i al bundmaling. I Danmark bliver der fra år 2000 indført et forbud mod de nuværende mest miljøskadelige antibegroningsmidler i bundmaling til lystbåde. Dette forbud følges op af et

generelt forbud mod miljøskadelige stoffer i bundmaling til lystbåde fra år 2003. Der arbejdes i dag inden for to fronter med at finde alternativer til de nuværende giftige antibegroningsmidler. Dels inden for udviklingen af biocider der er mindre skadelige for miljøet, dels inden for udviklingen af mekaniske metoder.

TBT nedbrydes kun langsomt i havbunden, hvor det især i havneområder er ophobet i høje koncentrationer. I forbindelse med fx uddybning af havnene og klappning af det oprensede materiale vil stoffet kunne frigives og spredes i havmiljøet. TBT vil derfor udgøre en potentiel fare for miljøet i mange år efter at anvendelsen i bundmaling eventuelt bliver stoppet.

**Manglende
ophavsret
til
Internettet**

Ordliste

Biocid: Bekæmpelsesmiddel til ikke-landbrugsmæssige formål. Anvendes fx i rengøringsmidler med desinficerende virkning, i træbeskyttelsesmidler, i myggemidler, i tekstiler, i maling og antibegrøningsmidler, i smøreolie og i rottebekæmpelsesmidler.

Biokoncentrationsfaktor: Biokoncentrationsfaktoren angiver forholdet mellem koncentrationen af et stof i en organisme og koncentrationen i det omgivende vand.

Biomagnificeringsfaktor: Biomagnificeringsfaktoren beskriver forholdet mellem koncentrationen i føden og i dyret. Hvis et stof har en høj biomagnificeringsfaktor, er der en højere koncentration af stoffet i dyrene jo højere oppe i fødekæden, de befinder sig.

Biotilgængelighed: Hvor nemt et stof kan optages af levende organismer.

Brakvand: Blanding af havvand og ferskvand.

Butyl: Radikal, kulstofkæde der består af 4 kulstofatomer:
 $\text{CH}_3 - \text{CH}_2 - \text{CH}_2 - \text{CH}_2 -$

Ciliater: Gruppe af encellet dyreplankton.

Detektionsgrænse: Den laveste koncentration, det er muligt at måle.

Dinoflagellater: Gruppe af encellet plankton. De regnes traditionelt til planteplanktonet, men mange arter kan ikke lave fotosyntese og lever i stedet af andet plankton.

Direktiv: En EU-regel, der er rettet mod og skal gennemføres i medlemslandene.

Dræber-celler: En type hvide blodlegemer, der indgår i immunforsvaret.

EC₅₀: Den koncentration af et stof, hvor 50 % af organismerne udviser en bestemt effekt. Se boks s. 12.

Flagellater: Gruppe af små encellet dyreplankton.

Forgællesnegle: Gruppe (underklasse) af snegle, der omfatter de fleste havsnegle med sneglehus. Hos forgællesneglene vender gællen fremad i kropshulen og sneglehusets munding kan lukkes med et låg som sidder bagerst på foden. Hovedparten af forgællesneglene er særkønnede, dvs. at sneglene har både hanner og hunner.

Forhudning (fx kobberforhudning): Beklædning af skibsbunden med et lag af metalplader.

Fotosyntese: Dannelse af organisk materiale ud fra kuldioxid og vand ved hjælp af lysenergi.

Græsning: Spisning af plantemateriale. Bruges bl.a. om dyreplankton, der spiser planteplankton.

Hydrofob: Betyder "skyr vand". En kemisk forbindelse, der ikke kan blandes med vand.

Imposex: Betegnelse for en bestemt type misdannelse hos havsnegle, hvor hunsneglene ud over deres normale hunlige køns karakterer også udvikler hanlige køns karakterer. Kaldes også pseudotvekønnethed.

Intersex: Betegnelse for en bestemt type misdannelser hos havsnegle, hvor hunsneglenes køns karakterer omdannes til hanlige køns karakterer.

Ion: Molekyle med elektrisk ladning.

Klapning: Dumpning af opgravet havbunds materiale, fx fra uddybning, oprensning og havnebygningsarbejder, samt kabel og rørledningsarbejder. Amterne udpeger velegnede klappingspladser og giver tilladelse til dumpning af materiale på sådanne steder, hvis det vurderes som miljømæssigt forsvarligt.

Konvention: International aftale mellem regeringer.

LC₅₀: Den koncentration af et stof, hvor 50% af organismene dør. Se boks s. 12.

LOEC: Den laveste koncentration af et stof, hvor der ses effekter. Se boks s. 12.

Mosdyr: Gruppe af små kolonidannende dyr, der lever fasthæftet på fx sten og tang.

NOEC: Den højeste koncentration af et stof, hvor der ikke ses effekter. Se boks s. 12.

Oxidationstrin: Angiver antallet af elektriske ladninger, som et atom har, når det optræder enten som ion eller som en del af et større molekyle.

Plankton: Små organismer, der lever i de frie vandmasser, og som er underlagt vandets bevægelser.

Plantep plankton: Planktonorganismer, der kan lave fotosyntese.

Risikosætning R 53: Risikosætninger bruges til at beskrive hvilken fare eller risiko, der er forbundet med et bestemt stof. R 53 lyder: "Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet".

Rurer: Gruppe af små krebsdyr, der som voksne lever fastsiddende og omgivet af kalkskaller på hårde overflader. Se boks s. 6.

Sedimentation: Nedsynkning.

Vandkvalitetskrav: Grænse fastsat ved lov for den acceptable koncentration af et stof i vandmiljøet.

Vandkvalitetskriterium: Grænse fastsat af myndighederne for den acceptable koncentration af et stof i vandmiljøet. Angiver den koncentration af stoffet, hvor der lige netop ikke forventes nogen effekter på organismene i vandmiljøet.

Økotoxikologi: Læren om kemiske stoffers effekter på levende organismer.

Økotoxikologiske undersøgelser: Undersøgelser af kemiske stoffers giftighed over for levende organismer.

Anvendte enheder:

g: gram

µg: mikrogram
1 µg er 1/1.000.000
(en milliontedel) gram

ng: nanogram
1 ng er 1/1.000.000.000
(en milliardedel) gram

µm: mikrometer
1 µm er 1/1000
(en tusindedel) millimeter

Litteratur

På dansk:

Madsen T, Gustavsen K, Samsøe-Petersen L, Simonsen F, Jacobsen JA, Foverskov S & Larsen MM (1998). Kortlægning og vurdering af antibegroningsmidler til lystbåde i Danmark. Miljøprojekt nr. 384, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Strand J (1998). Bioakkumulering og effekter af tributyltin (TBT) i de danske farvande - med udgangspunkt i forekomsten af imposex hos almindelig konk og rødskonk. Specialrapport, Institut for biologi og kemi, Roskilde Universitetscenter.

På engelsk:

de Mora SJ (ed) (1996). Tributyltin: case study of an environmental contaminant. Cambridge environmental chemistry series 8, Cambridge university press.

Fent K (1996). Ecotoxicology of organotin compounds. Critical Reviews in Toxicology 26(1):1-117

Mikkelsen SH (1999). Tributyltin. Miljøprojekt nr. 451, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Strand J & Jacobsen JA. Imposex in the subtidal neogastropods common whelk (*Buccinum undatum*) and redwhelk (*Neptunea antiqua*) in Danish waters. Accepteret for trykning i Marine Ecology Progress Series.

Harding MJC, Davies IM, Bailey SK & Rodger GK (1999). Survey of imposex in dogwhelks (*Nucella lapillus*) from North Sea coasts. Applied Organometallic Chemistry 13:521-538

Kannan K, Guruge KS, Thomas NJ, Tanabe S & Giesy JP (1998). Butyltin residues in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found dead along California coastal waters. Environmental Science & Technology 32 (9):1169-1175

Whalen MM, Loganathan BG & Kannan K (1999). Immunotoxicity of environmentally relevant concentrations of butyltins on human natural killer cells *in vitro*. Environmental Research 81:108-116

Anden relevant læsning:

Bjerregaard P (1995). Basisbog i økotoxikologi. 2. udgave. G.E.C Gads Forlag, København.

Walker CH, Hopkin SP, Sibly RM, Peakall DB (1996). Principles of ecotoxicology. Taylor & Francis, UK.

Forfatterens e-mail adresser:

Signe Foverskov: sif@dmu.dk
Jakob Strand: jak@dmu.dk
Jens Jacobsen: jaj@dmu.dk
Bo Riemann: bri@dmu.dk
Gunnar Pritzl: gp@dmu.dk
Pia Ølgaard Nielsen: pin@mst.dk
Alf Aagaard: aaa@mst.dk

Danmarks Miljøundersøgelser er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelse kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser

Postboks 358
Frederiksborgvej 399
4000 Roskilde
Tlf. 4630□1200
Fax 4630□114

Direktion

*Personale- og Økonomisekretariat
Forskning- og udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi*

Danmarks Miljøundersøgelser

Postboks 314
Vejløvej 25
8600 Silkeborg
Tlf. 8920□1400
Fax 8920□1414

*Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser

Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønde
Tlf. 8920□1700
Fax 8920□1514

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser

Tagensvej 135, 4. sal
2200 København N
Tlf. 3582□1415
Fax 3582□1420

Afd. for Arktisk Miljø

DMU rapporter:

Tema-rapporter, faglige rapporter, arbejdsrapporter, tekniske anvisninger, årsberetninger samt et kvartalsvis nyhedsbrev, DMU Nyt. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via DMU's hjemmeside. I årsberetningen findes en oversigt over årets publikationer. Årsberetning og DMU Nyt fås gratis ved henvendelse på telefon 4630 1200.

Tidligere TEMArapporter fra DMU

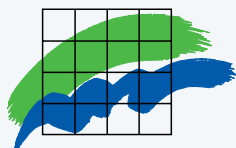


- 1/1994 Kvælstof tilførsel til Limfjorden, Brian Kronvang m.fl., 16 sider, kr. 50,-.
- 2/1994 Luftforurening i danske byer, Kåre Kemp og Finn Palmgren, 42 sider, kr. 50,-.
- 3/1995 Ozon som luftforurening, Jes Fenger, 48 sider, kr. 80,-.
- 4/1996 Tungmetaller i danske jorder, John Jensen m.fl., 48 sider, kr. 80,-.
- 5/1996 Forureningsbekæmpelse med mikroorganismer, Ulrich Karlson m.fl., 32 sider, kr. 30,-.
- 6/1996 Status og jagttider for danske vildtarter, Jesper Madsen m.fl., 112 sider, kr. 110,-.
- 7/1996 Naturens tålegrænser for luftforurening, Morten Strandbjerg og Lisbeth Mortensen, 40 sider, Kr. 60,-.
- 8/1996 Anskudning af vildt, Henning Noer m.fl., 52 sider, Kr. 80,-.
- 9/1996 Kvælstofbelastning af havmiljøet, Henrik Paaby og Flemming Møhlenberg, 40 sider, Kr. 60,-.
- 10/1996 Havets usynlige liv, Åke Hagström m.fl., 33 sider, Kr. 50,-.
- 11/1997 En atmosfære med voksende problemer..., luftforureningens historie, Jes Fenger, 64 sider, Kr. 90,-.
- 12/1997 Reservatnetværk for vandfugle, Preben Clausen m.fl., 52 sider, kr. 80,-.
- 13/1997 Næringsstoffer – arealanvendelse og naturgenopretning, Brian Kronvang m.fl., 40 sider, kr. 60,-.
- 14/1997 Mikrobiologiske bekæmpelsesmidler i planteproduktion – muligheder og risici, Niels Bohse Hendriksen m.fl., 28 sider, kr. 40,-.
- 15/1997 Kemikalier i hverdagen, Suresh C. Rastogi m.fl., 40 sider, kr. 60,-.
- 16/1997 Luftkvalitet i danske byer, Finn Palmgren m.fl., 64 sider, kr. 90,-.
- 17/1998 Olieeftersforskning og miljø i Vestgrønland, David Boertmann m.fl., 56 sider, kr. 80,-.
- 18/1998 Bilisme og miljø – en svær balance, Mette Jensen m.fl., 48 sider, kr. 60,-.
- 19/1998 Kemiske stoffer i landbruget, John Jensen m.fl., 32 sider, kr. 40,-.
- 20/1998 Naturen og landbruget, Rasmus Ejrnæs m.fl., 76 sider, kr. 100,-.
- 21/1998 Skov og skovvandløb, Nikolai Friberg, 32 sider, kr. 40,-.
- 22/1998 Hvordan står det til med naturen?, Michael Stoltze, 76 sider, kr. 100,-.
- 23/1998 Gensplejede planter, Christian Damgaard m.fl., 40 sider, kr. 60,-.
- 24/1999 Danske søer og deres restaurering, Martin Søndergaard m.fl., 36 sider, kr. 50,-.
- 25/1999 Tropisk diversitet - skov og mennesker i Ecuador, Flemming Skov, m.fl., 56 sider, kr. 80,-.
- 26/1999 Bekæmpelsesmidler - anvendelse og spredning i miljøet, Betty Bügel Mogensen m.fl. 48 sider, kr. 60,-.
- 27/1999 Giftige alger og algeopblomstringer, Hanne Kaas, m.fl. 64, kr. 80,-.
- 28/1999 Dyreplankton i danske farvande, Torkel Gissel Nielsen, m.fl. 64 sider, kr. 80,-.
- 29/1999 Hvor kommer luftforureningen fra? - fakta om kilder, stoffer og udvikling, Jytte Boll Illerup, m.fl. 32 sider, kr. 40,-.

De fleste skibe bliver i dag malet med bundmalinger, der indeholder giftige stoffer. Disse giftstoffer kaldes antibegroningsmidler, og deres formål er at forhindre begroning af skibsbunden. Når skibene sejler, bliver antibegroningsmidlerne frigivet til vandet, hvor de kan have uønskede effekter på dyr, planter og processer i havmiljøet. Antibegroningsmidlet tributyltin er et af de giftigste stoffer, der med vilje tilføres havmiljøet, hvor det påvirker havsnegle, muslinger, og en lang række andre dyr. De nyeste undersøgelser tyder desuden på, at stoffet kan påvirke immunsystemet hos havpattedyr og mennesker.

Denne TEMArapport beskriver forekomsten i miljøet samt effekterne af forskellige antibegroningsmidler, som er i brug i dag. Rapporten gennemgår også administrative og politiske initiativer for at begrænse effekterne af antibegroningsmidler.

Omslagsfoto: Biofoto/Morten Rasmussen



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

