

Heinz-Rudolf Voigt
Helsingin yliopisto - Ympäristötieteet

Sinisimpukan (*Mytilus edulis* L.) raskasmetallipitoisuuksia

Merirannikkoympäristön ehkä eniten käytetty bioindikaattorilaji on meidänkin rannikoilla yleinen sinisimpukka (*Mytilus edulis* L.). Meillä simpukkaa tavataan runsaasti mm. Etelä-Pohjanmaan, Ahvenanmaan ja Lounais-Suomen, sekä Suomenlahden, saaristoissa. Simpukkaa esiintyy varsinkin rakkolevä- (*Fucus vesiculosus* L.) vyöhykkeessä, josta ne löytyvät kiinnitettynä paitsi leviin, kovaan alustaan; erilaisiin rakennelmiin, kiviin ja kallioseinämiin. Voimakkaat vaaleat "byssus"-kiinnikkeet, ovat sinisimpukalle tyypilliset. Kuten muutkin simpukat sinisimpukka suodattaa ravintonsa ympäröivästä vedestä (Kaitala 1981), mistä syystä siihen helposti kertyy esim. vesien epäpuhtauksia, ympäristömyrkyt mukaan lukien.

Varsinkin raskasmetallit kertyvät herkästi simpukoihin, mistä syystä simpukoita jo varhain ryhdyttiin käyttämään bioindikaattorilajeina (esim. ICES 1974, HELCOM 1984). Kun pian todettiin myös muidenkin haitallisten ja myrkyllisten aineiden (radioaktiiviset aineet, ja orgaaniset hiilivety-yh-

disteet, kuten DDT- ja PCB- yhdisteet jne.) kertyvän moninkertaisesti simpukoihin, ehdotettiin maailmanlaajuista kansainvälistä simpukantarkkailun; ns. "Mussel Watch"-verkoston perustamista (Goldberg 1975, Phillips 1977).

Ajan hengen mukaisesti myös meillä Suomessa ryhdyttiin sinisimpukan kuormitusten tarkkailuun, kun mm. Hangonniemen Koverhariin v. 1960 perustetun teräs- ja rautatehtaan päästöjen mahdollisia vaikutuksia meriympäristöön haluttiin selvittää (Luotamo ja Luotamo 1976). Elohopean kohdalla ao. "ensitarkkailuun" oli kuitenkin päädytty jo aiemmin, esim. Virossa jo v. 1965 (Ott ja Jankovski 1980, Ott et al. 1982) ja meillä 1971 (Nuorteva ja Häsänen 1975). Seikkaperäinen, muitakin metalleja, koskeva tarkkailu toteutui kuitenkin vasta 1980-luvulla. Vieläkään ei voi väittää että verkosto ja näytteenotto maamme rajojen sisällä olisivat riittävän kattavat, jotta kuva ympäristömme tilasta olisi luotettava, kuten mm. oheisesta taulukosta (Taulukko 1.), käy ilmi. Antaahan se ainakin kuvan

Taulukko 1. Valikoima pehmeän kudoksen raskasmetallipitoisuuksia (elohopea mg/kg, tuorepaina-na, muut metallit mg/kg, kuivapainoina) sinisimpukassa (*Mytilus edulis* L.) eri puolilta rannikko-alueeltamme sekä vastaavasti eräiltä Ruotsin ja Viron alueilta. (A selection of concentrations of heavy metals, Hg = mg kg⁻¹ f wt, other metals = mg kg⁻¹ d wt, in the soft tissue of blue mussel *Mytilus edulis* L., from various parts of the Finnish, Swedish, and Estonian coasts).

Asema/Station	Hg	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb	Lähde/Source
St:holm-86	-	-	-	140	-	7.1	-	Broman&-88
SE-GoB-86	-	-	-	155	-	9.4	-	Broman&-88
Maalahti-78	-	-	63	140	24	-	-	Kaitala-81
Kaskinen-78	-	-	63	150	20	-	-	Kaitala-81
Siipyy-78	-	-	64	160	14	-	-	Kaitala-81
Merikarvia-78	-	-	73	130	16	-	-	Kaitala-81
Luvia -78-80	0.04	1170	-	130	12	-	-	Häkkiä-85
Eura-78	-	-	17	160	20	-	-	Kaitala-81
Eura -78-80	0.06	1010	-	135	14	-	-	Häkkiä-85
Rauma-78	-	-	24	160	20	-	-	Kaitala-81
Rauma-78-80	0.04	1130	-	130	13	-	0.56	Häkkiä-85
Uusik.-78-80	0.04	680	-	120	11	-	-	Häkkiä-85
Seili-78	-	-	84	135	14	-	-	Kaitala-81
Nauvo-78	-	-	63	150	15	-	-	Kaitala-81
Airisto-99	0.01	-	-	-	-	-	-	H-R Voigt*
Åland-76	-	160	10	175	-	7.65	82	Phillips-78
Ål-Nätö-99	0.02	550	37	55	16	0.34	-	H-R Voigt*
Ål-NBS-99	0.02	780	119	90	66	1.0	-	H-R Voigt*
Bromarv-71	0.02	-	-	-	-	-	-	Nuorteva-75
Koverhar-76	-	360	-	255	12	10.0	9.74	Luotamo-77
Tvärn.-78	-	-	63	445	13	-	-	Kaitala-81
Tvärn.-99-05	0.02	1130	113	180	25	1.40	-	H-R Voigt*
Tv-Långsk-02	0.02	780	130	145	25	3.74	-	H-R Voigt*
Tv-Segelsk-76	-	110	-	115	12	8.42	4.48	Luotamo-77
Tv-Längd.-02	-	430	113	115	18	3.17	-	Sofia Jattu*
Kopparnäs-76	-	220	35	105	-	4.2	30	Phillips-78
Porkkala-78	-	-	31	130	13	-	-	Kaitala-81
Helsinki-76	-	180	36	150	-	5.3	20	Phillips-78
Tallinn-76-79	0.04	-	-	-	9	-	1.71	Jankovski-80
Kopli-80	-	-	-	-	8	2.40	2.22	Jankovski-96
Ihasalu-76-79	0.06	-	-	-	13	2.29	2.57	Jankovski-80
EE-GoF-88-95	-	-	-	-	8	2.49	2.24	Jankovski-96
Riga-76-79	0.01	-	-	20	2	0.45	0.43	Jankovski-84
Pernu -80	0.12	-	-	-	3	0.80	0.80	Jankovski-96
Katteg.-81-88	0.01	-	-	90	7	1.12	1.67	Göthberg-90
Skager.-81-89	0.02	-	-	115	7	1.39	1.73	Göthberg-90

St:holm = Stockholm/Tukholma, SE-GoB = Ruotsin osa Pohjanlahtea (Swedish Gulf of Bothnia), Uusik. = Uusikaupunki/Nystad, S-meri = Saaristomeri (Archipelago Sea), Ål. = Åland/Ahvenanmaa; NBS = Nätö Biological Station, Tvärn. = Hangonniemen Tvärminne (Tv); Långsk. = Långskär, Segelsk. = Segelskär, Längd. = Längden, EE-GoF = Viron osa Suomenlahtea (Estonian Gulf of Finland), Katteg. = Kattegat, Skager. = Skagerrak. (* Uusi, aikaisemmin julkaisematon tieto, *New, not previously published data*)

ao. puutteista. Taulukkoon 1. on koottu valikoima analyysituloksia sinisimpukkojen metallipitoisuuksista rannikkoalueeltamme sekä joiltakin lähinaapuriemme alueilta.

Tuloksia

Taulukosta käy ilmi mm. elohopean (Hg) suhteellisen alhaiset arvot simpukoissa, sekä pitoisuuksien selkeä väheneminen ajan myötä, ns. kuormitetuilla alueilla. Alhaiset 0.01–0.02 mg/kg tp (tuorepaino) voidaan pitää ns. tausta-arvoina. Merkille pantavaa on että näin alhaiset arvot löytyivät paitsi 1970-luvun kuormattomilta alueilta, kuten Bromarviltä (Nuorteva ja Häsänen 1975), meidän päiviemme Saaristomereltä ja Tvärminnestä, missä metallikuormitusta ei tunneta (esim. Grimås & al. 1993, Voigt 2003a), lisäksi Riianlahdesta (Jankovski et al. 1984) ja Itämeren suurista salmista; Kattegatista ja Skagerrackista (Göthberg 1990). Korkeimmat elohopeapitoisuudet simpukoissa tavattiin Viron Pernulahdesta (Jankovski & al. 1996).

Raudan (Fe) pitoisuudet vaihtelevat voimakkaasti, ja ne ovat odotusten mukaisesti korkeat Tvärminnen simpukoissa. Sen sijaan vastaavan korkeat arvot Luvialta, Euralta ja Raumalta vv. 1978–80 (Häkkiä 1985) hiukan ihmetyttävät, vaikkakin tiedetään sinisimpukoiden ”keräävän” rautaa kudoksiinsa ympäristöstään (Pentreath 1973). Merkille pantava on myös Helsingin alueelta v. 1976 todettu alhainen arvo (Phillips 1978), sekä Segelskäriltä v. 1976 todettu, luokkaa tausta-arvo, alhaisin arvo (Luotamo ja Luotamo 1977). Koverharin teräs- ja rautatehtaan edustan v. 1976 todettu alhainen arvo herättää myös kummastusta, puhumattakaan Ahvenmaalla (Åland-76, Nätö-99, NBS-99) todetut eri arvot; Åland vastaa kahta näytteenottoaikkaa Ahvenanmaan pohjoispuolella (Phillips 1978), kun taas Lemlandin Nätö saari sijaitsee etelässä. Nätön biologisen aseman (NBS) lähistöllä vaikuttaa



Kuva 1. Sinsimpukka (*Mytilus edulis* L.)

keskikokoinen kalankasvattamo, jonka vaikutukset eivät kuitenkaan yletyne saaren itäpuolelle (Nätö).

Kuten raudan, niin myös mangaanin (Mn) suhteen löytyy kymmenkertaisia eroja pitoisuuksissa, mutta toisin kuin raudan laita kaikki todetut korkeat pitoisuudet, Nätön ja Seilin alueita lukuun ottamatta, keskittyvät Tvärminnen alueelle, ts. ne ovat selkeitä osoituksia em. teräs- ja rautatehtaan toiminnasta alueella. Korkeahkoja pitoisuuksia on lisäksi todettu Pohjanlahden asemilta sekä Nauvosta. Alhaisin, Ahvenanmaalta, 1970-luvulta todettu pitoisuus (Phillips 1978) lienee tausta-arvon veroinen.

keskikokoinen kalankasvattamo, jonka vaikutukset eivät kuitenkaan yletyne saaren itäpuolelle (Nätö).

Raskasmetallit

Tutkituista raskasmetalleista sinkkipitoisuuksia (Zn) on eniten seurattu. Aivan omaa luokkaansa on Tvärminnessä v. 1978 todettu erittäin korkeat pitoisuudet (Kaitala 1981) kun taas muut vaihtelut, Koverharin teräs- ja rautatehtaan edustan v. 1976 (Luotamo ja Luotamo 1977), ja Tvärminnen alueen, myöhempinä vuosina 1999–2005, otettuja näytteitä lukuun ottamatta eivät ole kovin suuria (Taulukko 1.). Uudemmat näytteet Tvärminnen alueelta eivät tässä suhteessa muutoin poikkeajoakaan muista näytteistä. Niistä kuitenkin käy ilmi pitoisuuksien selvä väheneminen etäisyyden mukaan (Tvärminne-Långskär-Segelskär-Längden). Alhaisimmat pitoisuudet on todettu Riianlahdesta (Jankovski et al. 1984), ja ne lienevät tausta-arvo luokkaa.

Ehdottomasti suurimmat kuparipitoisuudet (Cu) sinisimpukoissa todettiin Nätön kalankasvattamon edustalla v. 1999. Niitä huomattavasti maltillisemmat on todettu Tvärminnen alueen nykypäivän näytteistä, kun taas vastaavasti hyvinkin alhaisia pitoisuuksia todettiin sekä teräs- ja rautatehtaan edustalla että sieltä avomerelle Segelskärillä v. 1976 (Luotamo ja Luotamo 1977).

Maalahdella, Kaskisella, Eurasta ja Ruumalta v. 1978 otettujen näytteiden pitoisuudet (Kaitala 1981) ovat lähes Tvärminnen luokkaa (Luotamo ja Luotamo 1977, Voigt 2003b, Taulukko 1.), kun taas muualta Pohjanlahdelta pitoisuudet ovat alhaisemmat (Kaitala 1981, Häkkinä 1985). Tätäkin alhaisempia ovat pitoisuudet Viron rannikon lahdissa (Jankovski ja Poder 1980, Jankovski et al. 1996). Riian- ja Pernulahesta todeut alhaisimmat pitoisuudet (Jankovski et al. 1984, 1996) voidaan luokitella tausta-arvoksi.

Erittäin myrkyllisen kadmiumin (Cd) suhteen sinisimpukoissa todetut pitoisuudet vaihtelevat voimakkaasti. Huomattavan korkeita pitoisuuksia on ilmoitettu paitsi Tukholman alueelta myös Ruotsin Pohjanlahden alueelta (Broman & al. 1988), sekä Pohjois Ahvenanmaalta (Phillips 1978). Näitäkin korkeampia, tai saman suuruusluokan pitoisuuksia todettiin 1970-luvulla myös Tvärminnen alueen sinisimpukoista (Luotamo ja Luotamo 1977). Tämän päivän näytteistä Etelä Ahvenanmaalta ei vastaavia pitoisuuksia ole todettu, sen sijaan kyllä merkittävä ero Nätön molempien näytteenottoalueiden välillä (Taulukko 1.). Alhaisempi ja samalla alhaisin todettu pitoisuus vastanee tausta-arvoa.

Myös Tvärminnen alueen näytteistä pitoisuudet ovat laskeneet selvästi sitten 1970-luvun (Taulukko 1.) mutta ovat edelleen korkeinta nykypäivän luokkaa. Viron puoleisen rannikon näytteiden pitoisuudet ovat Tallinnan viereisen Koplinahta lukuun ottamatta Tvärminnen aluetta alhaisimpia (Jankovski ja Poder 1980, Jankovski et al. 1984, 1996). Erikoisuutena voi todeta Tvärminnen alueen sinisimpukoiden kadmiumpitoisuuksien näyttävän lisääntyvän, mitä kauemmas Koverharin teräs- ja rauta-tehtaasta edetään!

Lyijystä (Pb) on suhteellisen vähän tietoa, ja kun lisäksi ottaa huomioidaan ongelmat lyijypitoisuuksien määrittelyssä, varsinkin vanhimpiin tuloksiin on suhtauduttava melko suurin varauksin. Tätä taustaa vasten esim. korkeahkot arvot Tvärminnen alueelta; Koverhar ja Segelskär v. 1976, lie-

nevät suuruusluokaltaan oikeat (Luotamo ja Luotamo 1977), päinvastoin kuin uskottomalta vaikuttavat korkeat arvot v. 1976, Ahvenanmaalta, Inkoon Kopparnäsistä ja Helsingistä (Phillips 1978). Näitä huomattavasti maltillisimpia arvoja on todettu Viron puoleiselta rannikolta (Jankovski ja Poder 1980, Jankovski et al. 1984, 1996) sekä Kattegattista ja Skagerragista (Göthberg 1990). Riianlahdelta vv. 1976-79 todettu alhaisin arvo (Jankovski et al. 1996) lienee tausta-arvon veroinen.

Simpukkalajeissa eroja

Suhteellisen alhaiset metallipitoisuudet Kattegatin ja Skagerragin sinisimpukoissa, saattavat johtua muistakin syistä kuin pelkästään ympäristön tilasta. Sikäläiset kova-kuoriset simpukat näet ovat huomattavasti kookkaammat (n 6–8 cm) kuin meidän alueilla todetut pienikokoisemmat ja pehmeänkuoriset sinisimpukat (n.2–2.5 cm). Näitä kookkaimpia sinisimpukoita myös kerätään ja viljellään syötäväksi esim. Ruotsin ja Tanskan Pohjanmeren rannikko-alueilla, kun taas meidän simpukkamme ovat tähän liian pieniä. Kokoeroja on yleisesti katsottu suolapitoisuuksista johtuviksi, aivan kuten on Atlantin sillin ja Itämeren silakan laita (molemmat kuuluvat samaan lajiin; *Clupea harengus L.*, mutta ovat eri ekoloogista rotua; *Clupea harengus harengus* ja *C. harengus membras*). Uusimpien geneettisten tutkimusten valossa simpukoiden kohdalla, kyseessä olisikin peräti kahdesta eri lajista, tai ainakin kahdesta eri ekologisesta rodusta; atlantis-eurooppalaisesta *Mytilus edulis edulis L.*, sekä Tyynen valtameren sinisimpukasta *M. edulis trossulus* Gould 1850, joka viimeksi mainittu, jääkauden jälkeen ilmaantui Itämereen (Väinölä ja Hvilson 1991). Lopullista ja varmaa tietoa odottaessa vanha tuttu, *M. edulis*, lajinimi kattaa molempia tyyppiä.

Yhtenä selityksenä poikkeavuuksista Tvärminnen alueella vv. 1999–2003 (Voigt 2003b) verrattuna vv. 1999–2005 yhteenlaskettuihin tuloksiin (Taulukko 1.) on simpukoiden koko. Aikaisempaan tuloon si-

sällyttiin erikokoisia simpukoita kun taas tuoreempaan hyväksyttiin ainoastaan lähes samankokoiset (ikäiset), mitoiltaan keskimäärin 2 cm. Koko- ja useimmiten niistä riippuvat ikäerot on syytä huomioida tarkemmin, varsinkin vertailluissa, eikä enää tyytyä ns. "standardi-simpukoihin", joille lasketaan pitoisuudet muuntelemalla ne määrätyn koon mukaan (Voigt 2006). On siis syytä muistaa että simpukat kasvavat eri nopeuksilla eri ympäristöissä, esim. veden lämpötilaeroista johtuen (Widdows ja Bayne 1971).

Lopuksi

Yllä todettu (Taulukko 1. selityksineen), koskee metallipitoisuuksia sinisimpukan pehmeässä kudoksessa, mutta aivan kuin Itämeren- l. liejusimpukan (*Macoma baltica* L.) laita, niin myös sinisimpukan kuoria käytetään ympäristöseurannassa (esim. Kaitala 1981). Akvaariokokeissa on lisäksi todettu kuinka eri metallit aiheuttavat vauriota simpukan kuorelle (Sunila ja Lindström 1986). Simpukan kasvukin häiriintyy eri metalleista (Lobel ja Wright 1982) kuten myös lisääntyminen (Simpson 1979).

Erytisen herkkiä, sinisimpukat ovat myrkyllisimmille elohopealle ja kadmiumille (Scholtz 1980, Cossa 1989). Raudalle ja lyijylle taas sinisimpukat eivät ole yhtä herkkiä, mistä syystä niitä pidetäänkin erinomaisina lyijyindikaattoreina (Schulz-Bades 1974). Eri metallit kertyväkin simpukoihin eri tavoin ja eri kudoksiin, mm. kiduksiin, suolistoon, kiduksiin ja jalkaan, aiheuttaen eri tyyppisiä vaurioita. Metallien yhteisvaikutuksista ei kuitenkaan tiedetä kovin paljon, joissakin tapauksissa ne saattavat lisätä haitallisia vaikutuksia, kun taas toisissa eliminoida toistensa vaikutuksia. Kaitalan toteamaa negatiivista korrelaatiota kuparin ja mangaanin välillä (ts. mitä korkeammat kuparipitoisuudet sinisimpukan pehmeässä kudoksessa sitä alhaisemmat ovat mangaanipitoisuudet) ei kuitenkaan taulukon muista näytteistä (Taulukko 1.) pysty osoittamaan (Kaitala 1981).

Voimakkaasti kiinnitettynä sinisimpukat eivät yleensä pääse likaantumista pakoan, mistä syystä ne – ainakin ennen kuolemaansa – hyvinkin selvästi heijastavat ympäristönsä muutoksia. Raskasmetallipäästöt rannikkoalueillamme ovat kuitenkin vain osa aiheuttamistamme kuormituksista – sekä ympäristön muutoksista.

Kirjallisuutta

- Broman, D., Lindqvist, L., Lundbergh, I. 1988. Kadmium och zink i blämussla i Södra Bottenhavet och Norra Östersjön. Naturvårdsverket Rapport 3548:1-35.
- Cossa, D. 1989. A review of the use of *Mytilus* spp. As quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. European Journal of Oceanology 12(4):417-432.
- Goldberg, E.D. 1975. The Mussel Watch – a first step in global marine monitoring. Marine Pollution Bulletin 6(7):111.
- Grimas, U., Kirkegaard, J., Bendixen, E.L., Astok, V., Kangas, P., Voss, J., Jansons, M., Belickis, M., Stankevicius, A., Trzosińska, A., Andrulowicz, E., Oradovski, S.Y. 1993. First assesment of the state of the coastal waters of the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings 54:1-155.
- Göthberg, A. 1990. Metaller utefter den svenska västkusten och i Öresund. Naturvårdsverket Rapport 3874:1-51.
- HELCOM 1984. Guidelines for the Baltic monitoring programme for the second stage. Baltic Environment Proceedings 12:1-84.
- ICES 1974. Research programmes for investigations of the Baltic as a natural resource with special reference to pollution problems. ICES Cooperative Research Reports 42:1-45.
- Ihäkkilä, K. 1985. Pohjapintasedimenttien ja simpukoiden raskasmetallipitoisuuksista Selkämeren eteläosan rannikolla. Vesihallituksen monistesarja 380:1-40.
- Jankovski, H., Pöder, T. 1980. Heavy metals in the Gulf of Finland. Finnish Marine Research 247:73-86.

- Jankovski, H., Kaivo, T., Peikre, E., Poder, T., Roots, O., Talvari, A. 1984. The occurrence of trace metals and chlororganic hydrocarbon compounds in the ecosystem of the Riga Bay. Proceedings of the 12th Conference of Baltic Oceanographers at the 7th Meeting of Experts on the Water Balance of the Baltic Sea. Leningrad. 3:157-164.
- Jankovski, H., Simm, M., Roots, O. 1996. Harmful substances in the ecosystem of the Gulf of Finland. EMI (Estonian Marine Institute) Report Series 4:1-58.
- Kaitala, S. 1981. Simpukoiden raskasmetallipitoisuuksista Suomen rannikkovesissä. Meri 9:120-146.
- Lobel, P.B., Wright, D.A. 1982. Total body zinc concentration and allometric growth ratios in *Mytilus edulis* collected from different shore levels. Marine Biology 66(3):231-236.
- Luotamo, I., Luotamo M. 1976. Kokemuksia ja näkemyksiä Koverharin Rauta- ja Terästehtaan vesistövaikutuksista. Vuoriteollisuus-Bergshanteringen 2:1-7.
- Luotamo, I., Luotamo, M. 1977. Koverharin rauta- ja terästehtaan vesistötarkkailu. Havaintoja vuosilta 1974, 1975 ja 1976. Helsingin Yliopisto. Tvärminnen Eläint. Asema Tutkimusraportti 4:1-25.
- Nuorteva, P., Häsänen, E. 1975. Bioaccumulation of mercury in *Myoxocephalus quadricornis* L. (Teleostei, Cottidae) in an unpolluted area of the Baltic. Annales Zool. Fennici 12:247-254.
- Ott, R., Jankovski, H. 1980. Mercury in the southern part of the Gulf of Finland. Finnish Marine Research 247:68-72.
- Ott, R., Jankovski, H., Kikas, Ü., Lipre, E., Paju, A., Pöder, T., •agel, K. 1982. Elavhõbedasisaldus Eesti rannikkumere vees ja organismides. A. Järvetekülg; Eesti NSV Rannikkumere Kaitse. Eesti NSV Teaduse Akadeemia Looduskaitse Komisioon. Valgus. Tallinn: 93-100.
- Pentreath, R.J. 1973. The accumulation from water of Zn, Mn, Co and Fe by the mussel *Mytilus edulis*. Journal marine biol. Association U.K. 53:127-143.
- Phillips, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review. Environmental Pollution 17:281-317.
- Phillips, D.H.J. 1978. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of trace metals in Scandinavian waters 2. Lead iron and manganese. Marine Biology 46(2):147-156.
- Scholz, N. 1980. Accumulation and molecular distribution of cadmium in *Mytilus edulis*. Helgoländer Meeresuntersuchungen 33:68-78.
- Schulz-Bades, M. 1974. Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. Marine Biology 25(3):177-193.
- Simpson, R.D. Uptake and loss of zinc and lead by mussel (*Mytilus edulis*) and relationships with body weight and reproductive cycle. Marine Pollution Bulletin 10(3):74-78.
- Sunila, I., Lindström, R. 1986. Effects of copper and cadmium on the shell morphology, length and survival of the mussel *Mytilus edulis* L. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland 68:211-214.
- Voigt, H.-R. 2003a. Tvärminnen vesiltä pyydestyjen kalojen elohopeapitoisuuksia. Ympäristö- ja Terveys-Lehti 34(1):36-38.
- Voigt, H.-R. 2003b. Tvärminnen alueen eräiden pohjapintasedimenttien ja pohjaeläinten raskasmetallipitoisuuksia. Ympäristö- ja Terveys-Lehti 34(6):40-42.
- Voigt, H.-R. 2006. Ilämerensipukka (*Macoma baltica* L.) metallikuormitusten indikaattorina. Ympäristö- ja Terveys-Lehti 37(7):00-00.
- Väinölä, R., Hvilsom, M.M. 1991. Genetic divergence and a hybrid zone between Baltic and North Sea *Mytilus* populations (Mytilidae: Mollusca). Biological Journal Linnean Society 43(2):127-148.
- Widdows, J., Bayne, B.L. 1971. Temperature acclimation of *Mytilus edulis* with reference to its energy budget. Journal of the marine biol. Association U.K. 51:827-843. □