

Eläinplanktonin keskikoko vs. kokonaismäärä

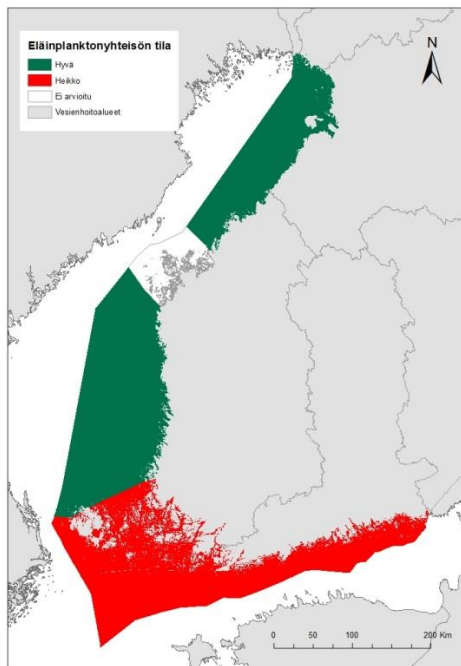


Meren tilan indikaattori Yhteyshenkilö: Maiju Lehtiniemi (SYKE)

Indikaattorin tulokset

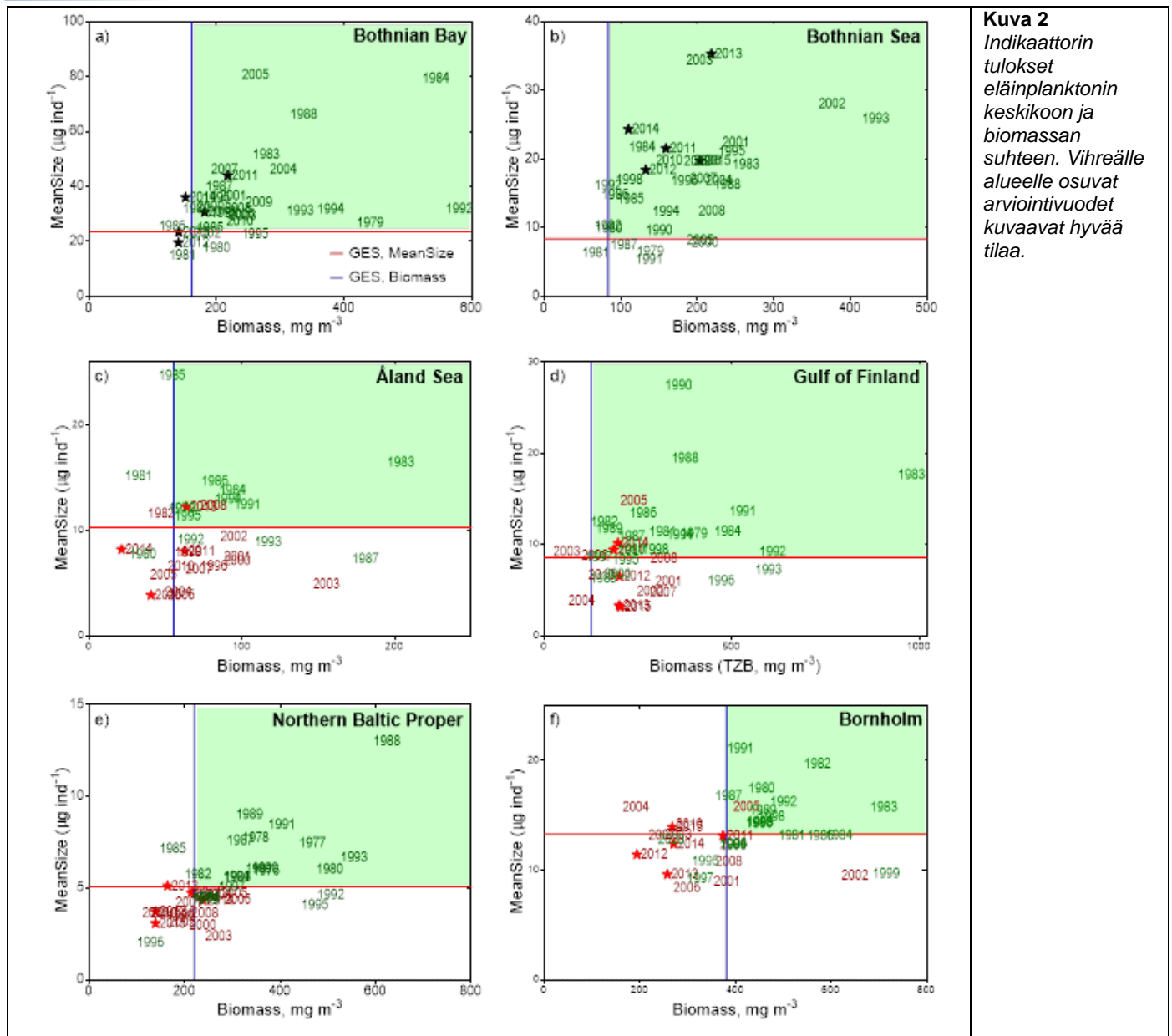
Eläinplanktoniyhteisön tila arvioidaan indeksillä, joka kuvaa Itämeren ravintoverkon rakennetta sen ensimmäisellä varsinaisella kuluttajaportaalla. Indeksien perustana on eläinplanktoniyhteisön keskikoko ja kokonaisbiomassa (MSTS). Keskikoko saadaan suhteuttamalla eläinplanktonin kokonaisbiomassa kokonaislukumäärällä.

Tulosten mukaan Perämeren ja Selkämeren eläinplanktoniyhteisöt ovat hyvässä tilassa (Kuva 1). Sen sijaan Ahvenanmeren ja Suomenlahden eläinplanktoniyhteisöt ovat heikossa tilassa. Pohjanlahdella eläinplanktonin tila on jonkin verran vaihdellut, mutta ollut kokonaisuudessaan vakaasti hyvä vuosina 1979–2015 (Kuva 2). Ahvenanmerellä hyvä tila muuttui heikoksi vuonna 1996. Erityisesti eläinplanktoniyhteisön keskikoko on alle indeksin tavoitteen. Myös Suomenlahdella hyvä tila vaihtui heikoksi vuonna 2001 keskikoon suhteen ja tilanne on jatkunut samana viimeiseen arviointijaksoon (2011–2015) saakka. Keskinen Itämeri on kaikkein huonoimmassa tilassa, sillä siellä molemmat tavoitearvot jäävät saavuttamatta.



Kuva 1

Indikaattorin näyttämä meren tila. Vihreä väri tarkoittaa että mitatuilla alueilla eläinplanktoneiden keskikoko ja biomassa ovat GES-arvojen tasolla. Keltainen väri tarkoittaa että joko mitattu keskikoko tai biomassa ei ole GES-arvojen tasolla ja punainen väri tarkoittaa että kumpikaan näistä ei ole GES-arvojen tasolla.



Kuva 2
Indikaattorin tulokset eläinplanktonin keskikoon ja biomassan suhteen. Vihreälle alueelle osuvat arviointivuodet kuvaavat hyvää tilaa.

Indikaattorin kuvaus

Eläinplanktonien keskikoolta ja niiden yhteisörakenteella pyritään kuvaamaan paikallisen ravintoverkon rakennetta ja planktivorikalajien elinolosuhteita. Esimerkiksi eläinplanktonia pääasiallisena ravintona käyttävien kalojen suotuisassa elinympäristössä on suhteellisen paljon hankajalkaisia ja vesikirppuja (Rönkkönen ym. 2004).

Indikaattori kuvastaa eläinplanktonin kokonaismäärää ja eläinplanktoniyhteisön rakennetta. Tavoitearvot ovat merialuekohtaiset ja ne määritetään toisaalta rehevöitymisen tavoitearvojen perusteella (a-klorofylli tai näkösyvyys) toisaalta planktoninsyöjäkalojen hyvien kasvuolosuhteiden perusteella. Parhaassa tilassa suurikokoista eläinplanktonia on runsaasti, mikä antaa hyvät kasvuolosuhteet planktoninsyöjäkaloille. Heikoimmassa tilanteessa yhteisö muodostuu pienikokoisesta eläinplanktonilajistosta, joka ei tarjoa riittävää perustaa kalojen hyvälle kasvulle ja indikoi lisäksi meren rehevää tilaa.

Indeksin arvo lasketaan näytekohtaisesti. Indeksit esitetään graafisesti kokonaisbiomassan (TS) suhteen. Indeksille on laskettu raja-arvo eri merialueille olettaen keskikooltaan suuremman eläinplanktoniyhteisön kuvaavan ylemmille kuluttajatasoille kuten ulappavesien kaloille parempaa ja kokonaisuudessaan tehokkaampaa ravintoverkkoa. Samalla kokonaisbiomassalle on asetettu raja-arvo, sillä pieni eläinplanktonbiomassa huolimatta suuremmasta keskikoolta indikoi huonoa ravintotilannetta ylemmille kuluttajatasoille. Indeksit lasketaan nykyisin vain avomerialueille ja tällä hetkellä viimeisin laskentaperiodi on 2011-2015.

Tarkempi kuvaus on **HELCOM Core Indicator of Biodiversity -sivulla**: [http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/zooplankton-mean-size-and-total-stock-\(MSTS\)/](http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/zooplankton-mean-size-and-total-stock-(MSTS)/)

Indikaattori osana lainsäädäntöä

Kyseinen Helcom core-indikaattori on yksi niistä harvoista indikaattoreista, jolla kyetään kuvaamaan Itämeren ravintoverkkoa kokonaisvaltaisesti. Lainsäädännön osalta Itämeren suojelukomission (HELCOM) Itämeren toimintaohjelma (Baltic Sea Action Plan, BSAP) sekä Euroopan Unionin meristrategiadirektiivi (MSFD) edellyttävät indikaattorin kuvaamaa Itämeren ravintoverkon arviointia. Itämeren toimintaohjelman tavoitteena on saavuttaa tasapainoinen ravintoverkon rakenne vuoteen 2021 mennessä, jossa merellisen ravintoverkon kaikki osa-alueet esiintyvät meren luonnollisessa tilassa. EU:n meristrategiadirektiivin tavoitteena on myös ylläpitää Itämeren luonnollisia ravintoverkon osa-alueita ja kehittää lajien monimuotoisuutta pysyvästi pitkällä tähtäimellä.

Miten indikaattori kuvaa ekosysteemiä?

Vesiekosysteemeissä ravintoverkon ylempät trofiatasot, kuten petokalat reagoivat yleensä hitaammin rehevöitymisen vaikutuksiin kuin alemmat trofiatasot (Hsieh ym. 2011). Tämän takia planktonyhteisöjä pidetään kaikista herkimpinä ihmistoiminnan aiheuttamille muutoksille (Schindler 1987, Stemberger and Lazorchak 1994).

Itämerellä eläinplanktonyhteisön rakenteella on merkittävä vaikutus planktonia pääasiallisena ravintona käyttävien kalakantojen kokoon (Casini ym. 2009). Eläinplanktonit vähentävät Itämeren rehevöitymispainetta laiduntamalla kasviplanktonia, mistä johtuen niillä on merkittävä rooli ekosysteemin hyvinvoinnin kannalta. Yleisesti rehevöitymispaineen kasvaessa ravinteiden määrä kasvaa, eläinplanktonin määrä kasvaa (Hanson & Peters 1984), mutta eläinplanktonin keskikoko pienenee (Pace 1986).

Eläinplanktonin keskikokoon on laajalti tutkittu vaikuttavan merkittävästi veden kirkkauteen, ravinteiden määrään ja kalakantojen kokoon (Moore & Folt 1993). Vaikka näihin tekijöihin vaikuttavat myös muut tekijät, kuten lämpötila (Moore & Folt 1993, Brucet ym., 2010), rehevöityminen (Yan ym. 2008, Jeppesen ym. 2000), kalojen saalistuspaine (Mills ym. 1987, Yan ym. 2008, Brucet ym. 2010) ja saasteet (Moore & Folt 1993), niin eläinplanktonyhteisön rakenne heikentyy merkittävästi rehevöitymisen yhteydessä, mikä puolestaan vähentää planktivorikaloiden saatavilla olevaa ravintoa. Tämän takia eläinplanktonyhteisön keskikokoa käytetään ravintoverkon tasapainon indikaattorina (Mills ym. 1987).

Miten ihmispaineet vaikuttavat indikaattoriin?

Ihmistoimintaan liittyen erityisesti kiihtynyt rehevöityminen muuttaa merkittävästi eläinplanktonyhteisön rakennetta, mutta kalastuksen johdosta myös muutokset peto-saalis –suhteissa voivat vaikuttaa eläinplanktonyhteisöön.

Tekninen kuvaus

1. Lähdemateriaali / aineisto

Kansalliset monitorointiohjelmat sekä HELCOM COMBINE-projektin menetelmät. Aineistot on rajattu kesällä kerättyihin tietoihin, jolloin planktonin määrä ja kalojen saalistuspaine on korkeimmillaan.

2. Indikaattorin edustavuus eri merialueilla

Koko Itämeri, joka on jaettu 19 tutkimusalueeseen.

3. Ajallinen edustavuus

Aineistoja on kerätty 1970-luvulta saakka.

4. Aineiston keruun ja analyysin menetelmät

Helcomin ohjeiden mukaisesti näytteet on kerätty planktonverkoilla eri syvyyksiltä ja analysoitu laboratorioissa (Helcom 1988).

5. Hyvän tilan raja-arvon määrittäminen

Hyvä tila on saavutettu kun;

- Suurempikokoisia yksilöitä (pääosin hankajalkaisia) on riittävästi laiduntamaan tehokkaasti kasviplanktonia ja tarjoamaan ravintoa planktivorikaloidelle
- Eläinplanktonin määrä on riittävä rajoittamaan kasviplanktonin tuotantoa ja edistämään kalojen kasvua
- Hyvän tilan raja-arvo eläinplanktonyhteisön keskikoolle määritetään planktivorikaloiden koon (ikä:paino) mukaan ajanjaksolta, jolloin eläinplanktonin tarjoamaa ravintoa on riittävästi
- Hyvän tilan raja-arvo eläinplanktonin määrän osalta on saavutettu kun rehevöityminen on riittävän pientä ja ravintoverkkomuutokset ovat minimaalisia.

6. Tila-arvion maantieteellinen yksikkö

Arvioidaan merialueittain.

7. Indikaattorin luotettavuus

Eläinplanktonyhteisön rooli Itämeren ravintoverkossa on tieteellisesti todistettu monelta taholta.

8. Kehittämistarpeet

Monitorointiohjelman arviointi ja kehittäminen riittävän datan saamiseksi.

Automaattisten eläinplanktonnäytteenottimien käyttöönotto.

Hyvän tilan raja-arvojen testaus eri Itämeren alueilla.

LÄHDELUETTELO

- Adrian R, Hansson S, Sandin B, DeStasio B, Larsson U (1999) Effects of food availability and predation on a marine zooplankton community—a study on copepods in the Baltic Sea. *Int Rev Hydrobiol* 84:609–626.
- Brucet S, et al. (2010) Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 55: 1697-1711.
- Cardinale M, Casini M, Arrhenius F (2002) The influence of biotic and abiotic factors on the growth of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea. *Aquat. Liv. Res.:* 273-281.
- Casini M, Hjelm J, Molinero JC, Lövgren J, Cardinale M, Bartolino V, Belgrano A, Kornilovs G (2009) Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106: 197-202.
- Gliwicz, Z.M. (1969) Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic. *Ekol. Pol.*, 17, 663–708.
- Hanson, J.M., and Peters, R.H. (1984) Empirical prediction of zooplankton and profundal macrobenthos biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 439-455.
- HELCOM (1988) Guidelines for the Baltic monitoring programme for the third stage. Part D. Biological determinants. *Baltic Sea Environment Proceedings 27D:* 1-161.
- HELCOM (2009) Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B.*
- Hsieh CH, et al (2011) Eutrophication and warming effects on long-term variation of zooplankton in Lake Biwa. *Biogeosciences* 8: 593-629.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. L. Lauridsen & F. Landkildehus (2000) Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish Lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201–218.
- Jeppesen E, et al. (2011) Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* 676: 279-297.
- Johansson S, Hansson S, Araya-Nunez O (1993) Temporal and spatial variation of coastal zooplankton in the Baltic Sea. *Ecography* 16:167–173.
- Ljunggren, L., Sandström, A., Bergström, U., Mattila, J., Lappalainen, A., Johansson, G., Sundblad, G., Casini, M., Kaljuste, O., and Eriksson, B. K. (2010) Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1587-1595.
- Mills, E.L., Green, D.M., and Schiavone, A. (1987) Use of zooplankton size to assess the community structure of fish populations in freshwater lakes. *N. Am. J. Fish. Manage.* 7:369-378.
- Moore M, Folt C (1993) Zooplankton Body Size and Community Structure: Effects of Thermal and Toxicant Stress. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 178-183.
- Nowaczyk A, et al (2011) Metazooplankton diversity, community structure and spatial distribution across the Mediterranean Sea in summer: evidence of ecoregions. *Biogeosciences Discussions* 8: 3081-3119.
- Pace, M.L. (1986) An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.* 31: 45-55.
- Rönkkönen S, Ojaveer E, Raid T, Viitasalo M. (2004) Long-term changes in Baltic herring (*Clupea harengus membras*) growth in the Gulf of Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 219-229.
- Schindler, D.W. (1987) Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44(Suppl.1): 6-25.
- Stemberger, R.S., and Lazorchak, J.M. (1994) Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2435-2447.
- Yan ND, et al. (2008) Long-term trends in zooplankton of Dorset, Ontario, lakes: the probable interactive effects of changes in pH, total phosphorus, dissolved organic carbon, and predators. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 862-877.