



Kymijoen
vesi ja ympäristö ry

KYMIJOEN ALAOSAN POHJAELÄINTARKKAILU VUONNA 2010 – SURVIAISSÄÄSKIEN KOTELONAHKAMENETELMÄN TULOKSET

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 224/2013

Janne Raunio

ISSN 1458-8064

TIIVISTELMÄ

Tämä julkaisu käsittelee Kymijoen alaosan pohjaeläintarkkailun surviaissääskien kotelonahkamenetelmän tuloksia vuodelta 2010. Surviaissääskien kotelonahkanäytteitä kerättiin viideltä näytepisteeltä (välillä Voikkaa-Karhula) kolmena eri ajankohtana (kevät, keskikesä ja loppukesä). Aineistosta tavattiin kaikkiaan 125 akvaattista surviaissääskilajia. Oligotrofian indikaattorilajien suhteellinen runsaus osoitti alavirtaan päin laskevaa trendiä, kun taas eutrofian ilmentäjälajien runsaudet kasvoivat alavirtaa kohden. Rehevyyttä kuvaavan surviaissääski-indeksin perusteella Voikkaan vertailupiste sekä Kuusankosken näytepiste olivat rehevyytasoltaan melko karuja. Myllykosken, Inkeröisten ja Karhulan näytepisteet olivat indeksiarvojen perusteella luokiteltavissa lievästi reheviksi. Surviaissääskien yhteisökoostumuksissa oli tilastollisen tarkastelun perusteella alueellisia eroja. Parittaisissa vertailuissa kuormitetut näytepisteet eivät kuitenkaan eronneet tilastollisesti merkitsevästi Voikkaan vertailupisteen lajistosta. Kokonaisuudessaan tarkkailutulokset viittasivat siihen, että Kymijoen alaosan surviaissääskiyhteisöissä on alueellista vaihtelua, joka on yhteydessä joen rehevyys- ja kuormitustason sekä ekologisen tilan muutoksiin. Vuosien 2006, 2008 ja 2010 tarkkailuaineistoissa oli havaittavissa hyvin samankaltaisia säännönmukaisuuksia, vaikka näytepisteiden lajistossa onkin ollut melko voimakasta vuosienvälistä vaihtelua. Tulokset viittaavatkin siihen, että Kymijoen alaosan suvantojen surviaissääskilajisto ja lajien runsaussuhteet vaihtelevat melko paljon vuodesta toiseen, mutta alueelliset erot säilyvät lajiston muutoksista huolimatta samankaltaisina.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO	1
2 TUTKIMUSALUEEN YLEISKUVAUS	1
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	3
3.1 Kymijoen alaosan vedenlaatu	3
3.2 Näytteenotto	3
3.3 Näytteiden käsittely ja määrittäminen	5
3.4 Aineiston analysointi	5
4 TULOKSET	7
5 TULOSTEN TARKASTELU	12
VIITTEET	13
LIITTEET	

Liite 1. Kymijoen alaosan suvantopaikkojen surviaissääskilajistoa vuonna 2010

Liite 2. Kymijoen alaosalta (Voikkaa-Karhula) tavatut akvaattiset surviaissääskilajit

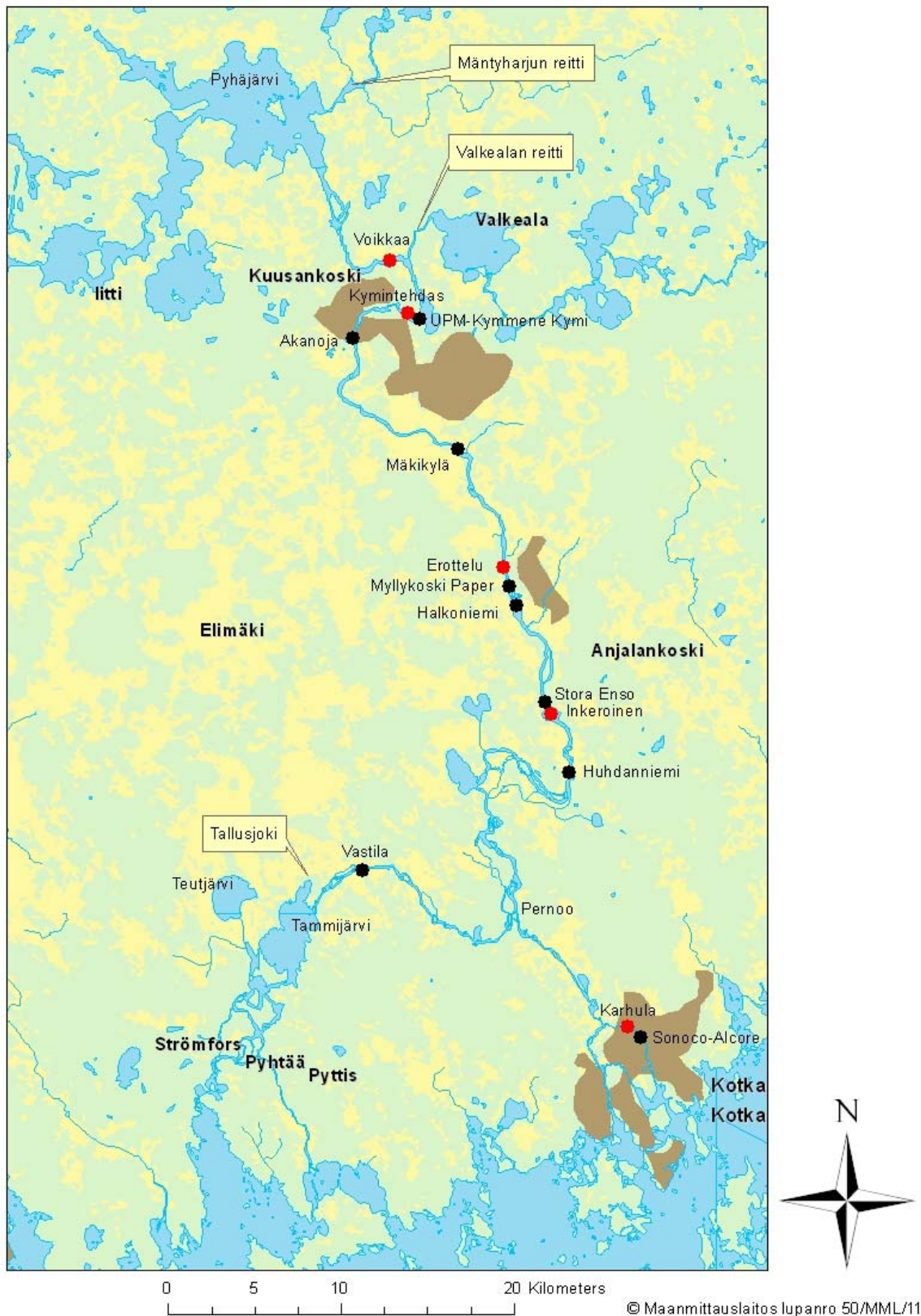
Kymijoen alaosan vesistötarkkailuohjelma perustuu Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n laatimaan ohjelmaehdotukseen, jonka Kaakkois-Suomen ympäristökeskus hyväksyi kirjellään (Dnro 0498Y0085-103). Edellisen ohjelmanpäivityksen yhteydessä pohjaeläintarkkailua tehostettiin siten, että perinteisen syvantonäytteenoton rinnalle tuotiin uusi tutkimusmenetelmä, surviaissääskien kotelonahkamenetelmä (**Chironomid Pupal Exuvial Technique, CPET**). Tämän lisäksi näytepisteverkostoa uudistettiin ja peristeiden suvantonäytteiden rinnakkaisnäytemäärä nostettiin kolmesta kahdeksaan. Surviaissääskien kotelonahkamenetelmä (Wilson & Ruse 2005) on Suomessa vielä huonosti tunnettu ja vähän hyödynnetty, mutta sen käyttö pohjaeläintutkimuksissa on yleisempää Keski-Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa. Suomessa menetelmää käytetään tiittävästi vain Kymijoen ylä- ja alaosan tarkkailuissa. Tämä julkaisu käsittelee Kymijoen alaosan pohjaeläintarkkailun surviaissääskien kotelonahkamenetelmän tuloksia vuodelta 2010. Myöhemmin julkaistava pohjaeläintarkkailun toinen osio käsittelee suvantojen toukkanäytteenoton tuloksia.

2 TUTKIMUSALUEEN YLEISKUVAUS

Päijänteen vedet purkautuvat Kalkkisten kanavan kautta Ruotsalaiseen ja edelleen Jyrängönvirran välityksellä Konnivedeen. Suuren virtaaman vuoksi Konniveden teoreettinen viipymä on vain noin 39 päivää. Konniveden pohjoispäähän purkautuu vesiä myös Räävelin reitiltä, mutta virtaamat ovat selvästi pienemmät kuin Kymijoessa. Räävelinreitin virtaamia on aikaisemmin mitattu Sulkavankoskesta, jonka pitkän aikavälin (1993-2003) keskivirtaama oli noin $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Vuolenkoskelta, Konniveden lounaiskulmasta, Kymijoki jatkuu kapeampana jokiuomana Mankalan voimalaitokselle asti, jonka alapuolella joki virtaa jälleen järviältäiden läpi. Iitin/Jaalan Pyhäjärvellä Kymijokeen liittyy myös Mäntyharjun reitin vedet. Kymijoen alaosan katsotaan alkavan Pyhäjärven luusuasta ja Voikkaan alapuolella Kymijokeen laskee vielä Valkealan reitin eli ns. väliväylän vedet.

Kymijokeen kohdistuu yhdyskuntajätevesien ja puunjalostusteollisuuden jätevesikuormitusta. Kymijoen vesistötarkkailu toteutetaan yhteistarkkailuna, johon osallistuvat vuonna 2010 seuraavat kuormittajat (yläjuoksulta lukien, ks. myös kuva 1):

UPM Kymmene Oyj, Kymi	Kymin paperitehdas
	Kuusanniemen sulfaattisellutehdas
Kouvolan kaupunki	Akanojan puhdistamo
	Mäkikylän puhdistamo
	Halkoniemen puhdistamo
	Huhdanniemen puhdistamo
Myllykoski Paper Oyj	Myllykosken paperitehdas
Stora Enso Publication Papers Oy Ltd	Anjalan paperitehdas
Stora Enso Ingerois Oy	Inkeröisten kartonkitehdas
Ruotsinpyhtään kunta	Vastilan puhdistamo
Sonoco-Alcore	Karhulan kartonkitehdas



Kuva 1. Jätevesien purkupisteiden (mustat pisteet) ja pohjaeläinten näytteenottopisteiden (punaiset pisteet) sijainti Kymijoen alaosalla.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Kymijoen alaosan vedenlaatu

Surviaissääskien kotelonahkoja kerättiin tarkkailuohjelman mukaisesti viideltä näytepisteeltä (kuva 1). Piste 1 sijaitsee Voikkaan alapuolisessa Pessankoskessa ja se toimii vertailupisteinä neljälle pistekuormittajien alapuoliselle näytepisteelle. Näytepisteet 2, 3 ja 4 sijaitsevat lähellä pistekuormittajia, kun taas alimman näytepisteen vedenlaatuun vaikuttaa pääasiassa hajakuormitus. Vuoden 2010 vedenlaatuaineistojen perusteella Rapakosken (Pessankosken alapuolella) vedenlaatu voidaan luokitella lievästi karuksi (oligo-mesotrofinen) ja Hurukselan, Karhulan sekä Ahvenkosken vedenlaadun seurantapisteenä mesotrofiseksi eli keskireheväksi (taulukko 1).

Taulukko 1. Kymijoen alaosan kolmen näytepisteen vedenlaatu vuoden 2010 tarkkailuaineistojen perusteella (n = 12) sekä tulosten keskihajonnat (S.D.).

Näytepiste	Sameus FTU keskiarvo (S.D.)	Kok P. $\mu\text{g l}^{-1}$ keskiarvo (S.D.)	Kok. N $\mu\text{g l}^{-1}$ keskiarvo (S.D.)	Sähkönjohtavuus mS m^{-1} keskiarvo (S.D.)
Rapakoski	2,6 (1,6)	10,1 (3,6)	500 (108)	6,8 (0,2)
Huruksela	3,7 (3,2)	16,3 (6,7)	580 (108)	8,5 (0,7)
Karhula	4,5 (4,1)	17,2 (7,6)	615 (126)	8,4 (0,6)
Ahvenkoski	5,4 (5,8)	18,5 (11,7)	601 (141)	8,5 (0,8)

3.2 Näytteenotto

Surviaissääskien aikuistuminen käynnistyy Etelä-Suomen joissa tyypillisesti huhti- toukokuun vaihteessa ja päättyy syys-lokakuussa (Raunio ym. 2007a). Lajien ja sukujen aikuistumisajankohtien välillä on merkittävää vuodenaikaista ja vuorokauden sisäistä vaihtelua (mm. Wilson & Ruse 2005). Jotta lajistokoostumuksesta saataisiin kattava kuva, tulisi kotelonahkoja kerätä vähintään kolmesti avovesikaudelta (Ruse & Wilson 1984). Millä tahansa kolmen kuukausittaisen näytteen yhdistelmällä tavoitetaan noin 60-80% alueen surviaissääskisuvuista ja lajeistakin vajaa 70% (Ruse & Wilson 1984, Raunio & Muotka 2005, Raunio 2007). Vuorokauden sisäisen vaihtelun aiheuttaman virheen vuoksi kotelonahkoja tulee kerätä kerääntymisalueilta tai ajalehtivaa aineista keräävistä pisteistä. Tällöin näytteen voidaan katsoa edustavan viimeisen kahden vuorokauden aikana aikuistuneita lajeja (Coffman 1973). Kotelonahka ja sitä kelluttava vahakerros alkavat vähitellen hajota aikuisen hyönteisen kuoriuduttua ja muutaman vuorokauden kuluessa kuoriutumisen jälkeen kotelonahka alkaa vajota pohjaan. Järviolosuhteissa kerääntymisalue tarkoittaa tuulen vastaista rantaa, jonne pinnalla ajalehtivaa ainesta on kerääntynyt. Joissa kotelonahkoja kertyy mm. pintavirtausta estäviin kohtiin kuten kaatuneiden puunrunkojen tai laitureiden kupeisiin, joihin mutkiin ja akanvirtoihin (kuva 2).



Kuva 2. Surviaissääskien kotelonahkoja kerätään kerääntymisalueilta tai ajalehtivaa aineista keräävistä pisteistä.

Näytteenotossa sovellettiin eurooppalaisen menetelmästandardin ohjeita (SFS-EN 15196: 2006). Surviaissääskien kotelonahkojen näytteenotto tapahtui haavimalla rantaveden pinnalla kelluvaa aineista käsihaavilla (havas < 250 μm) (kuva 3). Näytteen pitää sisältää vähintään 200 kotelonahkaa (Ruse 1993). Koska vain kotelonahkojen määrä on ratkaiseva, ei haavinta-aikaa ole määritelty tai rajattu. Käytännössä riittävä määrä kotelonahkoja saavutetaan noin 10-15 minuutin haavinnalla. Kotelonahkoja on maastossa vaikea tai jopa mahdoton erottaa muusta veden pinnalla kelluvasta aineksesta, joten näytteenottaja ei käytännössä pysty aiheuttamaan virhettä tulokseen. Kotelonahkojen näytteenoton pystyy suorittamaan yksi henkilö ja esimerkiksi Kymijoen alaosan viisi tarkkailupistettä pystyttiin käymään läpi yhden työpäivän aikana. Haavinnan jälkeen haavin sisältö tyhjennettiin vedellä täytettyyn ämpäriin. Ämpäristä poistettiin isoimmat roskat ja samalla arvioitiin silmämääräisesti kotelonahkojen lukumäärää. Loppu aines kaadettiin siivilän (havas < 250 μm) läpi ja seulontajäännös kaadettiin purkkiin (0.7 l) ja säilöttiin etanolilla. Haavintaa jatkettiin mikäli riittävää määrää kotelonahkoja ei oltu saatu ensimmäisellä haavinnalla. Seuraavan haavinnan tulos yhdistettiin samaan näytepurkkiin ensimmäisen kanssa.



Kuva 3. Surviaissääskien kotelonahkojen näytteenottoa.

3.3 Näytteiden käsittely ja määrittäminen

Kymijoen alaosan tarkkailun näytteet kerättiin touko-, kesä ja heinäkuun puolivälissä. Näytteet poimittiin yleensä samana päivänä näytteenoton jälkeen tai viimeistään parin seuraavan vuorokauden sisällä näytteenotosta. Poimintaa varten näyteastiaa sekoitettiin ja siitä kaadettiin poiminta-alustalle pieni osa-näyte. Kaikki osanäytteen kotelonahat poimittiin ja laskettiin. Mikäli osanäytteen kotelonahkojen määrä ei ylittänyt vaadittua 200, kaadettiin poiminta-alustalle uusi osanäyte, josta poimittiin niin ikään kaikki kotelonahat. Näin kultakin näytepisteeltä tuli määritettäväksi kokonaisuudessaan yli 600 kotelonahan otos. Poiminta kestää näytteestä riippuen n. puoli tuntia – tunnin/näyte. Kotelonahkojen määrittämisessä hyödynnettiin Langtonin (1991) sekä Stur & Ekrem:n (2006) määrittämisskaavoja. Kaikki kotelonahat määritettiin vähintään sukutasolle, mutta pääasiassa lajilleen.

3.4 Aineiston analysointi

Näytepisteiden rehevyyden arviointi

Näytepisteiden trofiatason arvioinnissa hyödynnettiin Raunion ja Paasivirran (2008) ehdottamaa surviaissääskitaksonien luokitusta. Tässä luokituksessa 195 Etelä-Suomen joissa yleistä surviaissääskilajia on luokiteltu kolmeen ryhmään: oligotrofian ilmentäjät (luokka A), eutrofian ilmentäjät (luokka C) sekä indifferentit, eli ns. jokapaikan lajit (luokka B). Rehevyyden ja kuormitusvaikutusten arvioinnissa hyödynnettiin luokkien A ja C yksilöiden suhteellisia runsauksia. Näytepisteiden rehevyyden arviointia luokkien A ja C yksilöiden runsauksien perusteella laskettiin rehevyystasoa kuvaava surviaissääski-indeksin arvo. Indeksillä laskettiin painotetun keskiarvon (Weighted Averaging) menetelmällä:

$$\sum_{i=0}^5 \frac{k_i \cdot n_i}{N}$$

Kaavassa k on indikaattoriluokan i painotus, n on kyseisen luokan i runsaus näytteessä ja N on eri indikaattoriluokkien yhteenlaskettu runsaus. Kotelonahka-aineistossa runsaus on indikaattoriluokan i suhteellinen runsaus (%). Indeksiarvo laskettiin kolmen kuukausittaisen näytteen yhdistetyille aineistoille. Indeksissä oligotrofian indikaattoreita painotetaan arvolla 5 ja eutrofian indikaattoreita

arvolla 1. Indeksi voi siis saada arvoja välillä 1-5. Viitteellinen tilaluokitus voidaan tehdä jakamalla indeksin asteikko viiteen luokkaan: eutrofinen 1-1.79, meso-eutrofinen 1.8-2.59, mesotrofinen 2.6-3.39, oligo-mesotrofinen 3.4-4.19 ja oligotrofinen 4.2-5.

Näytepisteiden viitteellinen ekologisen tilan arviointi

Kuormitettujen näytepisteiden (Kuusankoski-Karhula) ekologista tilaa arvioitiin Sørensenin etäisyysindeksin avulla (mm. Sickle 2008). Indeksi mittaa näyteparin (vertailuyhteisön vs. kuormitetun pisteen yhteisökoostumus) yhtäläisyyttä lajistossa ja lajien runsauksissa. Vertailuaineistona käytettiin Voikkaan näytepisteen yhteisökoostumusta. Indeksi voi saada arvoja välillä 0-100%, maksimiarvon ilmentäessä lajistoltaan ja lajien runsauksiltaan yhdenmukaista näyteparia. Tässä työssä yhdenmukaisuuden tavoitetasona käytettiin 60%:n raja-arvoa, jota suurempien indeksiarvojen on katsottu ilmentävän rinnakkaisnäytteisiin verrattavaa samankaltaisuutta (mm. Kelly 2001, Kiiski 2004). Myös Raunio ym. (2007b) sekä Ferrington ym. (2008) päätyivät samansuuntaisiin tuloksiin tutkiessaan järvien sisäistä vaihtelua surviaissäskiyhteisöissä. Sørensenin indeksillä mitattuna järvien sisäisten näytteiden samankaltaisuus oli Raunio ym. (2007b) aineistossa keskimäärin 59.7%, kun taas Ferringtonin ym. (2008) havaitsema etäisyys Whittakerin indeksillä mitattuna oli keskimäärin 59.1%. Asetetun 60% rajan alapuolella eri tilaluokat jaettiin tasavälein 15%:n suuruisiin luokkiin: lievä ero vertailuyhteisöön 45-60%, kohtalainen ero vertailuyhteisöön 30-45%, melko suuri ero vertailuyhteisöön 15-30% ja suuri ero vertailuyhteisöön 0-15%. Ekologiseen tilaan liittyvä luokitus on viitteellinen sillä Voikkaan vertailupiste ei edusta luonnontilaista aluetta. Vesistöjen ekologista tilaa arvioitaessa hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvona on myös käytetty erilaisten tilaa mittaavien muuttujien, kuten muutosherkkien ja epäherkkienlajien runsauksien risteyskohtaa (mm. Kelly ym. 2008). Kymijoen näytepisteiden ekologista tilaa arvioitiin oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien suhteellisten runsauksien avulla. Näytepisteet, joilla tavattiin enemmän oligotrofiaa ilmentävien lajien yksilöitä katsottiin edustavan hyvää tai erinomaista tilaa.

Orgaanisen kuormituksen voimakkuus

Kymijoen alaosan viiden näytepisteen orgaanisen kuormituksen voimakkuutta arvioitiin Wilsonin & Rusen (2005) sukutason luokituksen avulla. Tässä luokituksesta surviaissäskisuvut on jaoteltu neljään ryhmään (luokat A-D) sen mukaan, miten herkkiä ne ovat orgaaniselle kuormitukselle. Kuormitusvaikutusten arvioinnissa hyödynnettiin kuormitukselle herkkien (luokka A) ja epäherkkien (luokka D) surviaissäskisukujen keskimääräisiä runsauksia näytteissä.

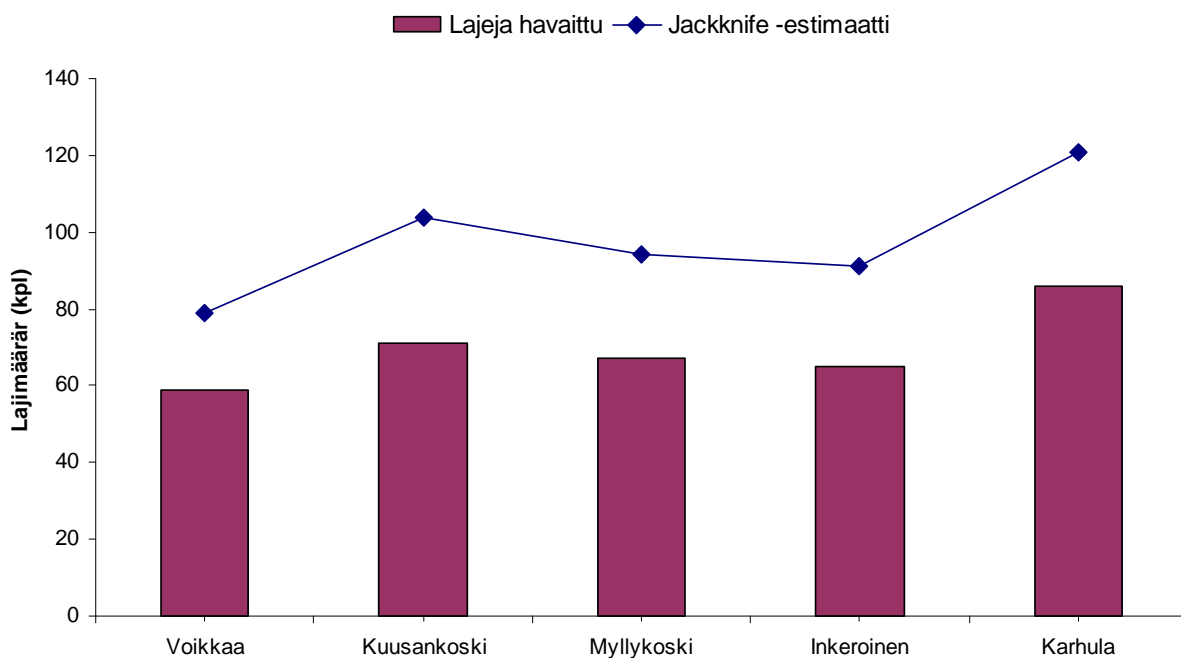
Tilastolliset menetelmät

Tilastollisina menetelminä käytettiin DCA-ordinaatioanalyysiä, jolla kuvattiin kaksiulotteisessa ordinaatiossa näytteiden ja näytepisteiden eroja ja yhtäläisyyksiä surviaissäskien yhteisökoostumuksissa. Tämän lisäksi näytepisteiden välisiä eroja surviaissäskiyhteisöjen koostumuksessa tutkittiin MRBP-testillä. Vuosien 2006, 2008 ja 2010 tarkkailuaineistoja vertailtiin Mantelin testillä. Oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien suhteellisia runsauksia näytepisteiden välillä vertailtiin toistomittausten varianssianalyysillä (rmANOVA). Surviaissäski- indeksien arvojen eroja vuosina 2006, 2008 ja 2010 tutkittiin varianssianalyysin avulla. NMS-, Mantel- ja MRBP - analyysit tehtiin PC-ORD- (McCune & Meffort 1999) ja varianssianalyysit SPSS-ohjelmalla.

4 TULOKSET

Näytepisteiden lajimäärät

Kymijoen viiden tarkkailupisteen ja 15 näytteen aineistosta määritettiin yhteensä 3673 kotelonahkaa ja 125 taksonia (liite 1). Kymijoelta on tähän mennessä tavattu 216 akvaattista surviaissäskilajia (liite 2), joten vuonna 2010 havaittu suvantoalueiden akvaattisten surviaissäskien lajisto edusti n. 58% koko joen lajistosta. Liitteen 2 sisältämä 216 lajin lista perustuu sekä suvantojen että koskien näytteisiin, joita on kerätty aikuisia surviaissäskiä ja kotelonahkoja haavimalla. Tarkkailuaineisto koostui pääasiassa yleisistä jokilajeista, mutta joukossa oli muutama Suomessa harvinainenkin laji, kuten *Xenopelopia falcigera* ja *Cryptotendipes* sp. jotka tavattiin Karhulan näytepisteeltä. *Cryptotendipes* sp. saattaa olla *C. darbyi* (Sublette), koska lajin kotelonahkaa ei olla vielä kuvattu. Muiden *Cryptotendipes*-sukuun kuuluvien ja Suomesta havaittujen lajien kotelonahat on kuvannut Langton (1991). Laji on melko laajalle levinnyt, mutta tyypillisesti hyvin harvalukuinen. Lajia on tavattu Suomesta aiemmin lähinnä Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalueelta. Näytepistekohtaisesti kokonaistaksonimäärä vaihteli 59:sta (Voikkaa) 86:een (Karhula) (kuva 4). Jackknife-estimaatin perusteella näytepisteiden kokonaislajimäärät olisivat välillä 79-121 (kuva 4) ja yhteensä Kymijoen alaosan viideltä suvantopisteeltä voisi löytyä lähes 165 surviaissäskilajia (n. 76% koko joen havaitusta lajimäärästä).



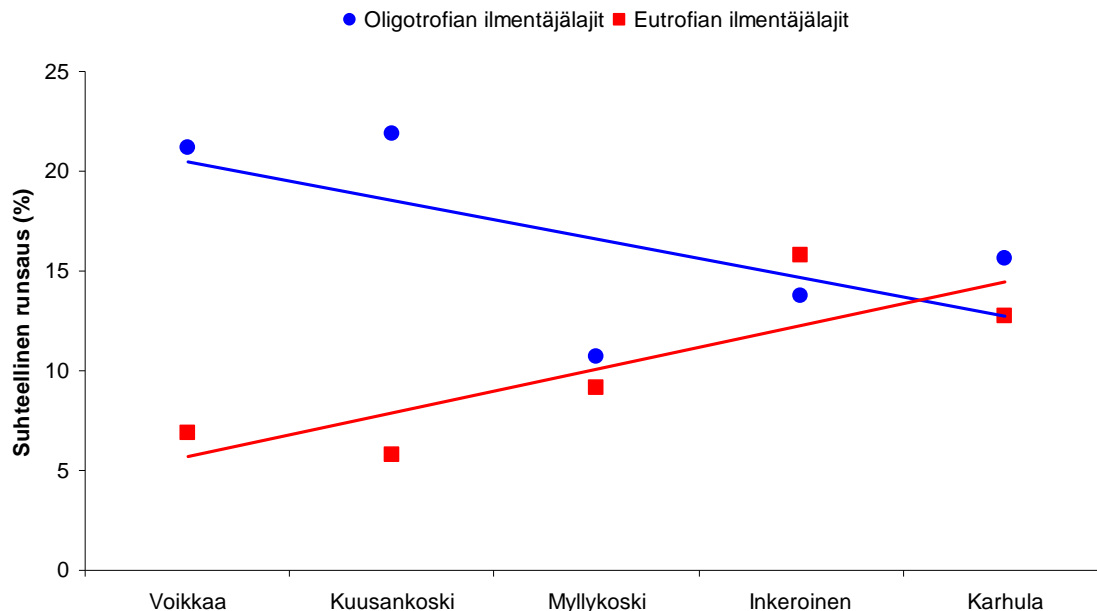
Kuva 4. Näytepisteiltä havaitut ja estimoidut lajimäärät. Lajimäärät olivat suurimmat Kuusankosken ja Karhulan näytepisteillä.

Näytepisteiden rehevyyden arviointi

Surviasääskilajien trofialuokituksen perusteella oligotrofian indikaattorilajien yksilöiden suhteellinen runsaus osoitti alavirtaan päin laskevaa trendiä, kun taas eutrofian ilmentäjälajien runsaudet kasvoivat alavirtaa kohden (kuva 5). Ero oligotrofian ja eutrofian indikaattorien

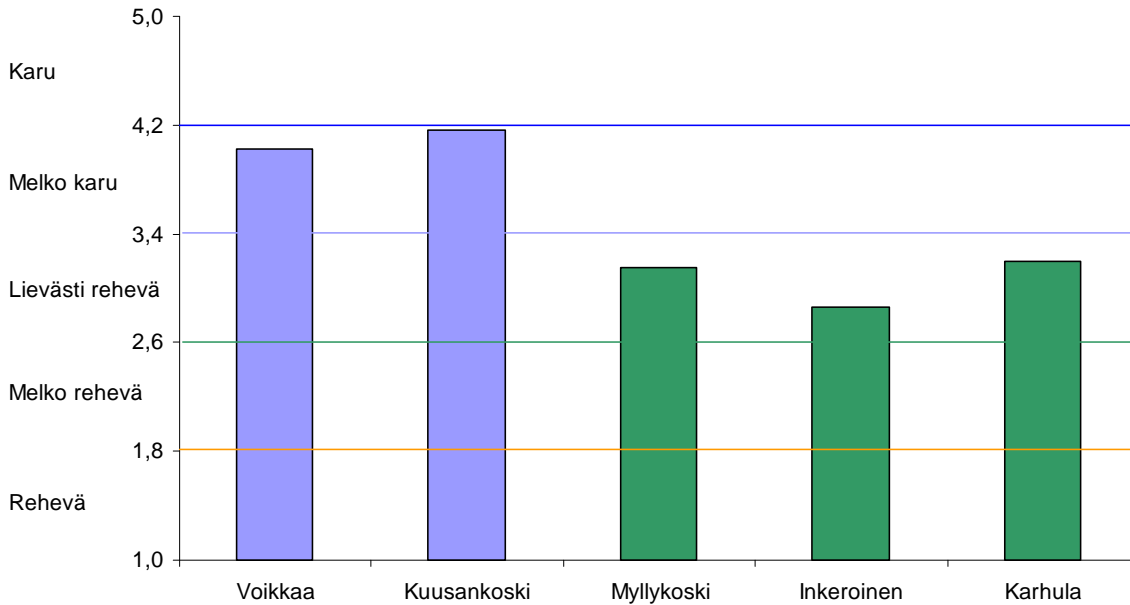
suhteellisissa runsauksissa ei kuitenkaan ollut näytepisteiden välillä tilastollisesti merkitsevä: oligotrofiaa ilmentävien yksilöiden suhteellinen osuus (rmANOVA) $F_{8,4} = 0.6$, $p = 0.64$, eutrofiaa ilmentävien yksilöiden suhteellinen osuus: $F_{8,4} = 1.9$, $p = 0.19$. Indikaattorilajien yksilöitä oli näytteissä keskimäärin 26,7% (näytepisteiden välinen vaihtelu 20-30%) kaikista määritetyistä kotelonahoista. Kunkin näytepisteen tila-arvio perustui tässä aineistossa siten vajaan 200 indikaattoriyksilön otokseen ja loput, eli hieman yli 400 kotelonahkaa oli luokiteltavissa ns. jokapaikan lajeihin.

Varianssianalyysi perusteella oligotrofian ja eutrofian ilmentäjälajien yksilöiden runsauksissa ja lajimäärissä ei ollut vuosien 2006, 2008 ja 2010 välillä tilastollisesti merkitsevää eroa. Suurin ero oli oligotrofiaa ilmentävien lajien yksilöiden runsauksissa, sillä vuonna 2006 havaittiin tähän ryhmään luokiteltuja lajien yksilöitä keskimäärin n. 12-13% enemmän kuin vuosina 2008 ja 2010. Ero ei ollut kuitenkaan tilastollisesti merkitsevä ($p = 0.11$).



Kuva 5. Oligotrofiaa ja eutrofiaa ilmentävien lajien yksilöiden suhteellinen osuus (kolmen näytteen keskiarvo) Kymijoen alaosan näytepisteillä kesällä 2010 sekä pienimmän neliösumman suorat. Oligotrofian indikaattorit vähenivät ja eutrofian indikaattorit runsastuivat alavirtaan päin mentäessä.

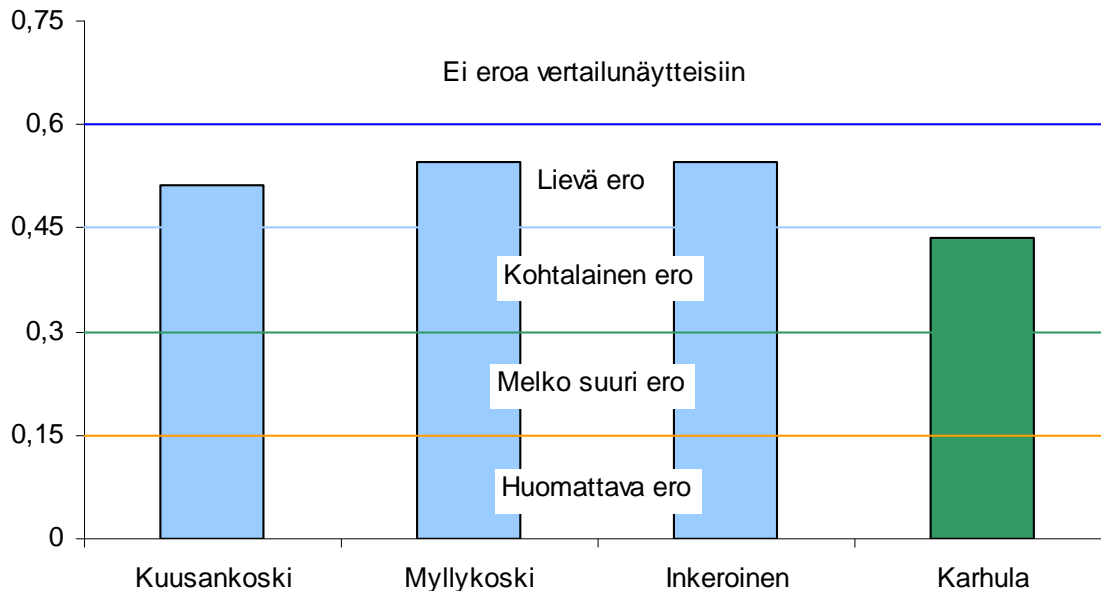
Rehevyyttä kuvaavan surviaissääski-indeksin perusteella Voikkaan vertailupiste sekä Kuusankosken näytepiste olivat viitteellisen luokituksen perusteella rehevyytasoltaan melko karuja (kuva 6). Myllykosken Erottelun, Inkeroinen ja Karhulan näytepisteet olivat indeksiarvojen perusteella luokiteltavissa lievästi reheviksi. Varianssianalyysin perusteella erot näytepisteiden vuosittaisissa (2006-2010) indeksiarvoissa eivät olleet tilastollisesti merkitseviä ($p = 0.34$).



Kuva 6. Surviaissäski-indeksin arvot (kolmen näytteen yhdistettyjen tulosten perusteella) sekä näytepisteiden rehevyysarviot. Voikkaa ja Kuusankoski olivat indeksin perusteella joen karuimmat alueet.

Näytepisteiden viitteellinen ekologisen tilan arviointi

Sørensenin etäisyysindeksin perusteella arvioituna kuormitettujen näytepisteiden (Kuusankoski-Karhula) ekologinen tila poikkesi lievästi tai kohtalaisesti (kuva 7). Tosin Karhulan näytepistekin sijoittui lähelle luokkien lievä ja kohtalainen raja-arvoa.

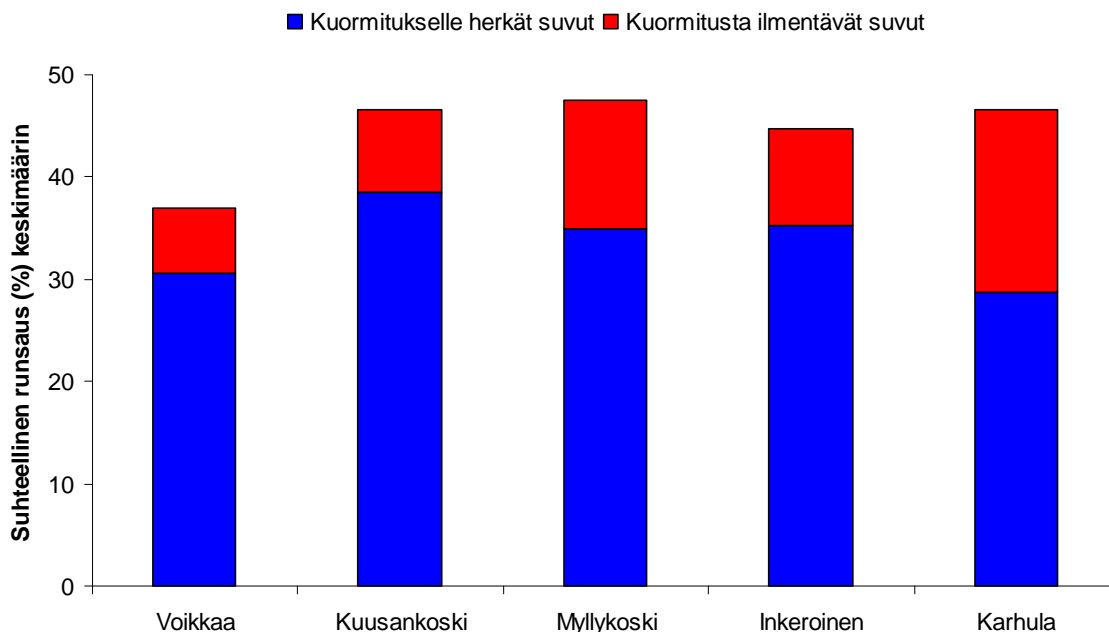


Kuva 7. Kuormitettujen näytepisteiden ekologinen tila Sørensenin etäisyysindeksin (kolmen näytteen keskiarvo) perusteella arvioituna (raja-arvo 60%).

Kelly ym. (2008) arvioivat jokien ekologista tilaa ravinnekuormitusta sietävien ja kuormitukselle herkkien lajien runsauksien avulla. Heidän käyttämässään luokittelussa hyvän ja tyydyttävän tilan raja-arvona käytettiin näiden kahden luokan lajien runsauksien risteyskohtaa. Näytepiste luokiteltiin tyydyttävään tai sitä huonompaan tilaan, mikäli ravinnekuormitusta sietäviä lajeja oli kyseisellä näytepisteellä karua vedenlaatua ilmentäviä lajeja enemmän. Surviaissääskiaineiston perusteella ainoastaan Inkeroinen näytepiste olisi luokiteltavissa tyydyttävään tilaan (kuva 5). Muut näytepisteet olisivat tämän perusteella hyvässä tilassa. Tosin Myllykosken ja Karhulan näytepisteillä ravinnekuormitusta sietävien ja kuormitukselle herkkien lajien runsaudet olivat hyvin lähellä toisiaan.

Orgaanisen kuormituksen voimakkuus

Wilsonin ja Rusen (2005) ehdottaman sukutason luokituksen perusteella kuormitusvaikutus oli selvimmän havaittavissa Karhulan näytepisteellä (kuva 8). Kaikilla näytepisteillä orgaaniselle kuormitukselle herkkät surviaissääkisuvut olivat kuitenkin yleisempiä kuin kuormitusta ilmentävät taksonit. Runsaimmin kuormitukselle herkkiä taksonia esiintyi Kuusankosken näytepisteellä.



Kuva 8. Näytepisteillä esiintyvien kuormitusta ilmentävien ja kuormitukselle herkkien surviaissääkisukujen runsaudet. Voikkaan ja Kuusankosken näytepisteiltä tavattiin eniten kuormitukselle herkkiä lajeja.

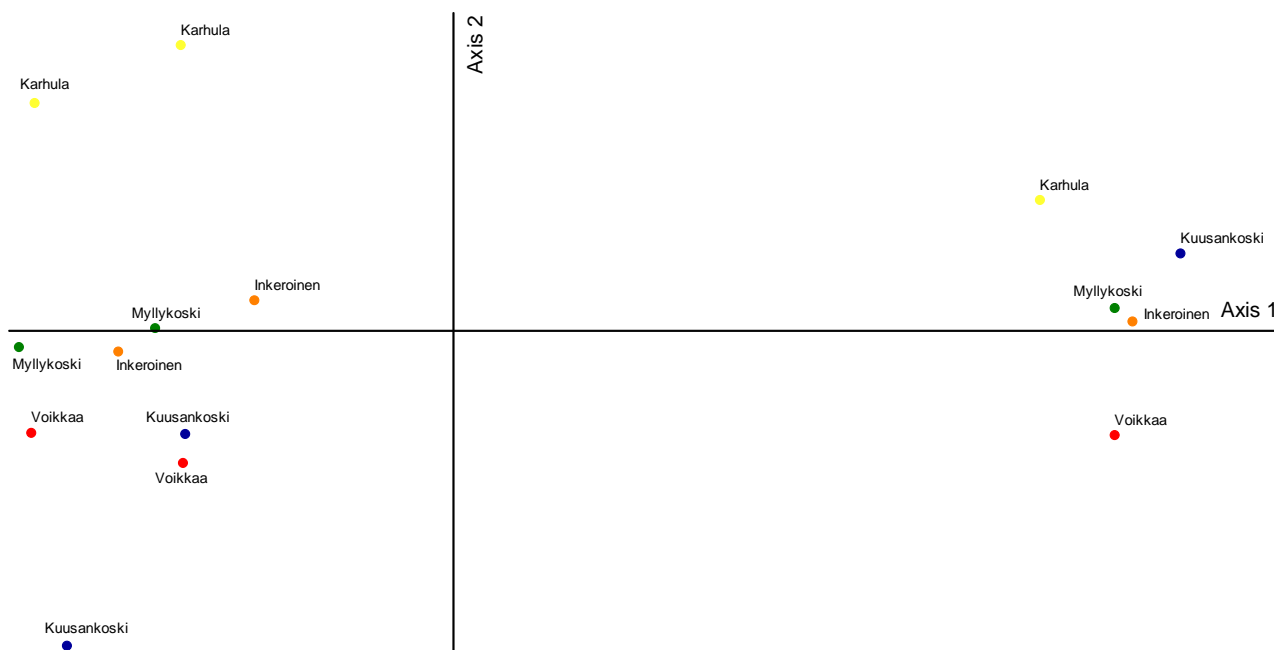
Tilastollinen tarkastelu

Surviaissääskien yhteisökoostumuksissa oli tilastollisen tarkastelun perusteella alueellisia eroja (MRBP: $A = 0.04$, $p = 0.006^{**}$). Parittaisissa vertailuissa erot näytepisteiden surviaissääskiyhteisöissä eivät olleet kuitenkaan tilastollisesti merkitseviä (taulukko 4). Suurimmat yhteisöerot olivat Voikkaa - Karhula ja Kuusankoski - Karhula vertailuparin välillä ($p = 0.09$). Vastaavasti Kuusankoski - Inkeroinen ja Myllykoski - Inkeroinen vertailupareissa erot olivat pienimmät ($p = 0.38$).

Taulukko 2. Näytepisteiden surviaissääskiyhteisöjen parittaisten vertailujen tulokset (p-arvo). Vertailupisteen ja kuormitettujen pisteiden väliset erot on vahvistettu.

	Voikkaa	Kuusankoski	Myllykoski/Erottelu	Inkeroinen	Karhula
Voikkaa	1				
Kuusankoski	0.15	1			
Myllykoski/Erottelu	0.13	0.23	1		
Inkeroinen	0.09	0.38	0.38	1	
Karhula	0.08	0.09	0.14	0.11	1

DCA-ordinaatioanalyysin (kuva 9) perusteella näytepisteiden yhteisökoostumusten erot olivat melko samankaltaisia kuin mitä eri tila-mittarit osoittivat. Kuusankosken näytteet sijoittuivat ordinaatiossa lähimmäs Voikkaan vertailupisteen näytteitä. Vastaavasti Karhulan näytteet erosivat kaikkien näytteiden perusteella eniten yhteisökoostumukseltaan Voikkaan vertailupisteestä (kuva 9).



Kuva 9. Näytepisteiden (Voikkaa-Karhula) DCA-ordinaatio.

Mantelin testin perusteella vuosien 2006, 2008 ja 2010 tarkkailuaineistoissa oli havaittavissa hyvin voimakas samankaltaisuus ($R^2 > 0.85$ ja $p < 0.001^{***}$ kaikissa vertailupareissa). Toisaalta lajiston vertailu osoitti, että vuosien väliset erot lajistossa ja lajien runsauksissa olivat myös tilastollisesti merkitsevät (MRPP: $p = 0.001$). Vaikka näytteenottoajankohdissa oli tarkkailuvuosien välillä joitakin eroja ja lajien kuoriutumisaikajankohdatkin saattavat vaihdella vuosien välillä, oli Kymijoen näytepisteiden väliset erot ja yhteneväisyydet samankaltaisia näissä aineistoissa.

5 TULOSTEN TARKASTELU

Kymijoen alaosan viiden näytepisteen aineistosta havaittiin kokonaisuudessaan 125 taksonia. Vuonna 2006 kokonaislajimäärä oli 111 ja vuonna 2008 137. Havaittu lajimäärä edusti noin 58% koko joen alaosalta havaituista akvaattisista surviaissääskilajeista. Tilastollisen arvioin perusteella tutkittujen suvantojen lajimäärä voisi kokonaisuudessaan ylittää noin 165 surviaissääskitaksoniin. Arvioiden perusteella kunkin näytepisteiden lajistosta tavoitettiin kolmella kotelonahkanäytteellä keskimäärin n. 71 %. Vuosina 2006 ja 2008 näytteiden arvioitu kattavuus oli 67-69%. Tulokset tukevat aikaisempia havaintoja, joiden mukaan kolmella eri kuukausina kerätyllä kotelonahkanäytteellä tavoitetaan n. 60-80 % alueen faunasta (Raunio & Muotka 2005, Raunio 2007). Näytepistekohtaisissa lajimäärissä oli kuitenkin tarkkailuvuosien välillä eroja: vuonna 2006 vaihteluväli oli 55-69 lajia, vuonna 2008 68-86 lajia ja vuonna 2010 59-86 lajia. Vuosien väliset erot liittyvät osin näytteenottoajankohtien eroihin, sillä eri ajankohtina lajistosta tavoitetaan erilainen osuus (Raunio ym. 2007a). Lajistossa on myös luontaista vuosivälistä vaihtelua.

Oligotrofian ilmentäjät olivat lajien lukumääräisissä ja yksilörunsausina tarkasteltuna runsaimmillaan Voikkaan ja Kuusankosken näytepisteillä. Vastaavasti rehevyyden ilmentäjälajit runsastuivat joen alaosan näytepisteillä (Inkeroinen ja Karhula). Indikaattorilajien suhteellisissa runsauksissa ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitseviä eroja näytepisteiden välillä. Surviaissääski-indeksin perusteella arvioituna Voikkaan ja Kuusankosken näytepisteet olivat rehevyydeltään melko karuja (oligo-mesotrofinen). Myllykosken, Inkeroinen ja Karhulan näytepisteet olivat indeksiarvojen perusteella lievästi reheviä/mesotrofisia. Viitteellisessä ekologisen tilan arvioinnissa kuormitettujen näytepisteiden surviaissääskiyhteisöjen katsottiin poikkeavan Voikkaan vertailuyhteisöstä vain lievästi (Kuusankoski-Inkeroinen) tai kohtalaisesti (Karhula). Orgaanista kuormitusta kuvaavat luokitukset viittasivat siihen, että Myllykosken ja Karhulan lajistossa oli runsaimmin kuormitusta sietäviä tai siitä hyötyviä taksoneja. Eri tilamittareiden perusteella Kymijoen surviaissääskiyhteisöjen voidaan todeta ilmentävän alavirtaan päin voimistuvaa rehevöitymistä ja kuormitusta, jossa joen ekologinen tila muuttuu asteittain yhden tai kaksi laatuluokkaa, riippuen käytetystä luokittelumenetelmästä. Tässä työssä käytettyjen tilamittareiden avulla tehtyjä luokituksia tulee pitää viitteellisinä, koska Voikkaan vertailupiste ei edusta luonnontilasta tai lähes luonnontilaista aluetta ja indeksien raja-arvot on toistaiseksi tarkemmin määrittelemättä.

Näytepisteiden yhteisökoostumuksissa havaittiin myös tilastollisessa tarkastelussa merkitseviä eroja, mutta erot olivat sikäli lieviä, että parittaisissa vertailuissa yksikään kuormitettu piste ei eronnut merkitsevästi Voikkaan vertailupisteestä. Näin todettiin myös vuosien 2006 ja 2008 aineistojen perusteella. Kokonaisuudessaan tarkkailutulokset viittaavat siihen, että Kymijoen alaosan surviaissääskiyhteisöissä on alueellista vaihtelua, joka on yhteydessä joen rehevyys- ja kuormitustason sekä ekologisen tilan muutoksiin. Yksittäisten pistekuormittajien (mm. Kuusankosken tai Inkeroinen tehtaat) vaikutus joen surviaissääskiyhteisöihin voidaan kuitenkin todeta vähäiseksi. Havaitut trendit ylä- ja alavirran näytepisteiden rehevyydeltään välillä syntyivät todennäköisesti piste- ja hajakuormituksen yhteisvaikutuksesta sekä suvantojen pohjasedimenttien rehevyydestä, joka voi olla yhteydessä näiden alueiden hitaaseen palautumiseen. Indeksien ja

tilamittareiden arvoissa sekä lajimäärissä havaittiin jonkin verran vuosien välistä vaihtelua. Erot olivat kuitenkin suhteellisen pieniä. Mantelin testi myös osoitti, että vuosien 2006, 2008 ja 2010 aineistoissa oli havaittavissa hyvin samankaltaisia säännönmukaisuuksia. Toisaalta lajistossa ja lajien runsauksissa oli myös selviä vuosivälisiä eroja. Tulokset viittaavatkin siihen, että Kymijoen alaosan suvantojen surviaissääskilajisto vaihtelee melko paljon vuodesta toiseen, mutta alueelliset erot säilyvät lajiston muutoksista huolimatta samankaltaisina. Tulos on sikäli mielenkiintoinen, että pienten latvapurojen ja -jokien surviaissääskiyhteisöissä on havaittu paljon sattumanvaraista vaihtelua ja yhteisöjen vaste ympäristötekijöihin, kuten vedenlaatuun, on ollut heikko (mm. Heino 2005). Surviaissääskiyhteisöjen vaste näyttäisi olevan ennustettavampi ympäristöoloiltaan vakaammissa vesistöissä kuten suurten jokien suvannoissa.

VIITTEET

- Coffman, W. P. 1973. Energy flow in a woodland stream ecosystem: II. The taxonomic composition and phenology of the Chironomidae as determined by the collection of pupal exuviae. *Arch. Hydrobiol.* 73: 281-322.
- Heino, J. 2005. Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, checkerboards, and nestedness, or is there only randomness? *Ecol. Entomol.* 30: 590-599.
- Ferrington, L. C. Jr., Masteller, E. C. & Santiago-Blay, J. A. 2008. Comparison and significance of Chironomidae emergence from Lake Erie and Presque Isle Bay, Erie, Pennsylvania, U.S.A. *Proceedings of the 16th international chironomid symposium. Boletim do Museum Municipal do Funchal (História Natural)* 13: 21-28.
- Kelly, M. 2001. Use of similarity measures for quality control of benthic diatom samples. *Wat. Res.* 35: 2784-2788.
- Kelly, M., Juggins, S., Guthrie, R., Pritchard, S., Jamieson, J., Rippey, B., Hirst, H. & Yallop, M. 2008. Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. *Freshwat. Biol.* 53: 403-422.
- Kiiski, A. 2004. Pyhjärven surviaissääskiyhteisön tarkastelu paleolimnologisia menetelmiä käyttäen. Teoksessa Kukkonen, Minna: Paleolimnologia niukkaravinteisen ja kiskasvetisen järven ekologisen tilan arvioinnissa. Rajavesien ekologisen tilan arviointihanke. Pohjios-Karjalan ympäristökeskus. Sivut 29-35.
- Langton P. H., 1991: A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae. Privately published, Huntington, Cambridgeshire, UK.
- Moller-Pillot, H. K. M. 2009: Chironomidae larvae. Biology and ecology of the Chironomini. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Raunio, J. 2008. Kymijoen alaosan vedenlaadun yhteistarkkailu vuonna 2007. Osa: Perifyton. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu 173/2008.
- Raunio, J. 2007. Kymijoen alaosan pohjaeläintarkkailu vuonna 2006 – surviaissääskien kotelonahkamenetelmän tulokset. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu 159/2007.
- Raunio, J. & Mäntynen, J. 2008. Kymijoen alaosan ja sen edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailu vuonna 2007. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu 171/2008.

- Raunio, J. & Paasivirta, L. 2008. Emergence patterns of lotic Chironomidae (Diptera: Nematocera) in southern Finland and the use of their pupal exuviae in river biomonitoring. *Fundamental and Applied Limnology (Arch. Hydrobiol.)* 170: 291-301.
- Raunio, J. & Muotka, T. 2005. The use of chironomid pupal exuviae in river biomonitoring: the importance of sampling strategy. *Arch. Hydrobiol.* 164: 529-545.
- Raunio, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2007a. Effects of emergence phenology, taxa tolerances and taxonomic levels on the use of the Chironomid Pupal Exuvial Technique in river biomonitoring. *Freshwat. Biol.* 52: 165-176.
- Raunio, J., Ihaksi, T., Haapala, A. & Muotka, T. 2007b. Within- and among-lake variation in benthic macroinvertebrate communities – comparison of profundal grab sampling and the chironomid pupal exuvial technique. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26: 708-718.
- Ruse, L. 1993. Chironomid distribution in the River Pang in relation to environmental variables. Ph.D. Thesis. University of Bristol, 365 pp.
- SFS-EN 15196: 2006. Water quality. Guidance on sampling and processing of the pupal exuviae of Chironomidae (Order Diptera) for ecological assessment. European Committee for Standardization, 13 s.
- Sickle, J. V. 2008. An index of compositional dissimilarity between observed and expected assemblages. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27: 227-235.
- Stur, E. & Ekrem, T., 2006: A revision of West Palaearctic species of the *Micropsectra atrofasciata* species group (Diptera: Chironomidae). *Zool. J. Linn. Soc-Lond.* 146: 165-225.
- Wilson, R. S. & Ruse, L. P. 2005. A guide to the identification of genera of chironomid pupal exuviae occurring in Britain and Ireland (including common genera from Northern Europe) and their use in monitoring lotic and lentic fresh waters. The Freshwater Biological Association, Special Publication No. 13.

LIITE 1. Kymijoen alaosan suvantopaikkojen surviaissääskilajistoa vuonna 2010.

Taksoni	Näytepiste/kuukausi (1 = toukokuu, 2 = kesäkuu, 3 = heinäkuu)														
	Vokkaa 1	Kuusankoki 1	Mylykoski 1	Inkeroinen 1	Karhula 1	Vokkaa 2	Kuusankoki 2	Mylykoski 2	Inkeroinen 2	Karhula 2	Vokkaa 3	Kuusankoki 3	Mylykoski 3	Inkeroinen 3	Karhula 3
<i>Ablabesmyia longistyla</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	6.5	2.5	0.4	2.7	2.4	3.7	4.4	2.0	5.0
<i>Ablabesmyia monilis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	0.8	2.5	0.0	0.4	0.4	1.7	0.0	0.8	1.4
<i>Anatopynia plumipes</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cardiocladus capucinus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5
<i>Cardiocladus fuscicornis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.5
<i>Chironomus pseudothummi</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	2.2	0.0	0.0
<i>Chironomus plumosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.8	0.5	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cladopelma vindulum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	1.3	1.2	0.0	2.6	0.4	0.9
<i>Cladotanytarsus atridorum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.4	0.5
<i>Cladotanytarsus mancus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0
<i>Cladotanytarsus vanderwulpi</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5
<i>Cladotanytarsus nervosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
<i>Conchapelopia melanops</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	1.7	0.0	0.5
<i>Conchapelopia pallidula</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Constempellina brevicosta</i>	0.0	10.2	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Corynoneura lacustris</i>	0.4	0.0	0.0	0.0	0.4	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Corynoneura lobata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5
<i>Corynoneura scutellata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.4	2.5	0.0	1.2	1.8
<i>Cricotopus albiforceps</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	1.6	29.8	4.4	3.3	0.9
<i>Cricotopus annulator</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	1.1	0.0	0.0	0.0	0.8	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cricotopus bicinctus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	1.1	2.0	1.1	4.5	0.4	0.0	0.0	0.0	1.6	1.8
<i>Cricotopus festivellus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	4.9	0.9
<i>Cricotopus interseclusus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.5	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cricotopus sylvestrinus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	2.5	1.8	0.0	3.3	0.4	4.9	0.5
<i>Cryptochironomus obreptans</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0
<i>Cryptochironomus rostratus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	1.1	4.5	1.8	3.6	1.6	0.8	1.3	1.6	2.3	0.0
<i>Cryptochironomus supplicans</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.5	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cryptotendipes pflugfelderi</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cryptotendipes usmaensis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cryptotendipes (Tatarji)</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0
<i>Demicrocryptochironomus neglectus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Demicrocryptochironomus Pe1</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.4	0.4	0.4	1.8
<i>Demicrocryptochironomus vulnerati</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.4	0.8	1.3	0.0	0.5	0.0
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	2.4	0.0	0.0
<i>Dicrotendipes pulvisus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	3.7	0.9
<i>Endochironomus albopennis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Endochironomus tendens</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8	0.4	0.5
<i>Eukiefferella brevicarica</i>	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Eukiefferella clariopennis</i>	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Eukiefferella devonica</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.4	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Eukiefferella ilkeyensis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Geothochadius luteicornis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Glyptotendipes imbecilis/viridis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Glyptotendipes pallens</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	1.4	0.0
<i>Glyptotendipes panipes</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.4	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Glyptotendipes signatus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Hämischia curtillamellata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	1.5	2.5	0.4	0.0	1.2	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5
<i>Hämischia fuscicornis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	15.9	6.7	6.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	10.7	4.0	29.5	9.1	27.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Hydrobaenus conformis</i>	0.8	0.4	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Hydrobaenus pilipes</i>	2.0	1.8	0.4	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Kiefferulus tendipediformis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.5	0.0	2.2	0.0	0.4	0.0	0.0	22.4
<i>Microsetra notata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Microtendipes chlors/pedellus</i>	1.6	9.1	4.7	1.3	9.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.4	0.4	2.4	0.9	0.0
<i>Nanocladius dichromus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	2.7	0.0	0.0	0.4	1.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Nanocladius rectinervis</i>	0.0	1.5	0.8	0.0	0.4	0.0	1.1	0.0	0.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Nilotanytarsus dubius</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5
<i>Nilothauma brayi</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Orthocladus ashiei</i>	3.2	0.4	0.4	8.7	13.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Orthocladus dentifer</i>	17.0	1.8	5.8	13.9	1.2	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Orthocladus excavatus</i>	9.1	3.6	0.8	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Orthocladus oblidens</i>	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	12.8	6.5	6.0	8.2	0.9	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0
<i>Orthocladus olivaceus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Orthocladus rivulorum</i>	0.4	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Orthocladus rubicundus</i>	42.7	25.5	22.6	39.0	9.4	8.8	15.5	5.0	2.2	0.0	2.5	0.0	0.0	3.0	0.0
<i>Parachironomus spp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0
<i>Parachironomus Pe2</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parachironomus vitosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	1.3	0.4	0.4	0.0	0.0	0.5	0.0
<i>Paracladopelma campolabris</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0
<i>Paracladopelma laminatum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.4	0.0	0.0
<i>Parascotopus niger/liliginosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parakiefferella bathophila</i>	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parakiefferella cynocera</i>	0.0	32.7	14.0	13.4	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parakiefferella Pe4</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parakiefferella smolandiaca</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Paralauterborniella nigrohalteral</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	22.2	3.5	8.9	0.9	0.4	0.0	26.3	10.6	4.1
<i>Paramerina cingulata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parametochironomus stylatus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Paratanytarsus dissimilis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.4	0.0	16.3	2.3	0.0
<i>Paratanytarsus tenuis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0
<i>Paratendipes albimanus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	6.0	0.7	0.0	0.4	0.0	0.4	1.2	0.5
<i>Phaenopsectra flavipes</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	1.5	0.5	0.0	0.0	0.4	1.7	2.6	4.5	1.8	0.0
<i>Psectrocladius limbatellus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Psectrocladius oxygaster</i>	0.0	0.4	1.2	1.3	1.6	1.5	0.0	0.0	2.1	0					

LIITE 2. Kymijoen alaosalta (Voikkaa-Karhula) tavatut akvaattiset surviaissääskilajit.

CHIRONOMIDAE
Tanypodinae
<i>Ablabesmyia longistyla</i> Fittkau, 1962
<i>Ablabesmyia monilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Anatopynia plumipes</i> Fries, 1905
<i>Apsectrotanytus trifascipennis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Arctopelopia barbilaris</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Arctopelopia griseipennis</i> van der Wulp, 1858)
<i>Clinotanytus nervosus</i> (Meigen, 1818)
<i>Conchapelopia hittmaiorum</i> Michiels & Spies, 2002
<i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen, 1818)
<i>Conchapelopia pallidula</i> (Meigen, 1818)
<i>Hayesomyia tripunctata</i> (Goetghebuer, 1922)
<i>Macropelopia nebulosa</i> (Meigen, 1804)
<i>Natarsia punctata</i> (Meigen, 1804)
<i>Nilotanytus dubius</i> (Meigen, 1804)
<i>Paramerina cingulata</i> (Walker, 1856)
<i>Paramerina divisa</i> (Walker, 1856)
<i>Procladius</i> (Holot.) <i>choreus</i> (Meigen, 1804), coll.
<i>Rheopelopia maculipennis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Rheopelopia ornata</i> (Meigen, 1838)
<i>Tanytus punctipennis</i> Meigen, 1818
<i>Telopelopia fascigera</i> Vermeaux, 1970
<i>Thienemannimyia carnea</i> (Fabricius, 1805)
<i>Thienemannimyia fusciceps</i> (Edwards, 1929)
<i>Thienemannimyia lentiginosa</i> (Fries, 1823)
<i>Thienemannimyia pseudocamea</i> Murray, 1976
<i>Xenopelopia falcigera</i> (Kieffer, 1911)
<i>Xenopelopia nigricans</i> (Goetghebuer, 1927)
<i>Zavelimyia melanura</i> (Meigen, 1804)
Yhteensä 28 lajia
Diamesinae
<i>Pothastia gaedii</i> (Kieffer, 1922)
<i>Pothastia longimanus</i> (Kieffer, 1922)
<i>Protanytus morio</i> (Zetterstedt, 1838)
Yhteensä 3 lajia
Prodiamesinae
<i>Prodiamesa olivacea</i> (Meigen, 1818)
Yhteensä 1 laji
Orthoclaadiinae
<i>Brillia bifida</i> Kieffer, 1909
<i>Brillia longifurca</i> Kieffer, 1921
<i>Cardiocladius capucucinus</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Cardiocladius fuscus</i> Kieffer, 1924
<i>Chaetocladius piger</i> (Goetghebuer, 1913)
<i>Chaetocladius</i> spp.
<i>Corynoneura arctica</i> Kieffer, 1923
<i>Corynoneura celtica</i> Edwards, 1924
<i>Corynoneura edwardsi</i> Brundin, 1949
<i>Corynoneura lacustris</i> Edwards, 1924
<i>Corynoneura lobata</i> Edwards, 1924
<i>Corynoneura Pe2a</i> Langton, 1991
<i>Corynoneura scutellata</i> Winnertz, 1846
<i>Cnecotopus</i> (C.) <i>albiforceps</i> (Kieffer, 1916)
<i>Cnecotopus</i> (C.) <i>annulator</i> (Goetghebuer, 1927)
<i>Cnecotopus</i> (C.) <i>bicinctus</i> (Meigen, 1818)
<i>Cnecotopus</i> (C.) <i>festivellus</i> (Kieffer, 1906)
<i>Cnecotopus</i> (C.) <i>patens</i> Hirvenoja, 1973
<i>Cnecotopus</i> (C.) <i>tremulus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Cnecotopus</i> (C.) <i>trannulatus</i> (Macquart, 1826)
<i>Cnecotopus</i> (<i>Isocladius</i>) <i>permiger</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Cnecotopus</i> (<i>I.</i>) <i>polychaetus</i> Hirvenoja, 1989
<i>Cnecotopus</i> (<i>I.</i>) <i>sylvestris</i> (Fabricius, 1794)
<i>Diplocladius cultiger</i> Kieffer, 1908
<i>Eukiefferiella claripennis</i> (Lundbeck, 1898)
<i>Eukiefferiella ilkeyensis</i> (Edwards, 1929)
<i>Eukiefferiella devonica</i> (Edwards, 1929)
<i>Eukiefferiella ditmani</i> Lehmann, 1972
<i>Goerthocladius luteicomis</i> (Goetghebuer, 1941)
<i>Heterotanytarsus apicalis</i> (Kieffer, 1921)
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walker, 1856)
<i>Hydrobaenus conformis</i> (Holmgren, 1869)
<i>Hydrobaenus pilipes</i> (Malloch, 1915)
<i>Nanocladius balticus</i> (Palmén, 1959)
<i>Nanocladius bicolor</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Nanocladius parvulus</i> (Kieffer, 1909)
<i>Nanocladius rectinervis</i> (Kieffer, 1911)
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl</i>) <i>asthei</i> Söponis, 1990
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl</i>) <i>fuscimanus</i> (Kieffer, 1911)
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl</i>) <i>musester</i> Saether, 2004
<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactyl</i>) <i>promixtus</i> Saether, 2004
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth</i>) <i>decoratus</i> (Holmgren, 1869)
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth</i>) <i>dentifer</i> Brundin, 1947
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth</i>) <i>excavatus</i> Brundin, 1947
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth</i>) <i>rhyacobius</i> Kieffer, 1911
<i>Orthocladius</i> (<i>Orth</i>) <i>rubicundus</i> (Meigen, 1818)
<i>Orthocladius</i> (<i>Symposioc</i>) <i>schnelli</i> Saether, 2004
<i>Paracricotopus niger</i> (Kieffer, 1913)
[<i>Paracricotopus uliginosus</i> (Brundin, 1947)]?
<i>Parakiefferiella bathophila</i> (Kieffer, 1912)
<i>Parakiefferiella fennica</i> Tuiskunen, 1986
<i>Parakiefferiella smolandica</i> (Brundin, 1947)
<i>Parakiefferiella subaterrima</i> (Malloch, 1915)
<i>Parametrioctenemus stylatus</i> (Kieffer, 1924)
<i>Paraphaenocladius impensus</i> (Walker, 1856)
<i>Psectrocladius brehmi</i> Kieffer, 1923 (= <i>P. sordidellus</i> ?)
<i>Psectrocladius limbatellus</i> (Holmgren, 1869)
<i>Psectrocladius oxyura</i> Langton, 1985
<i>Psectrocladius sordidellus</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i> (Edwards, 1929)
<i>Rheocricotopus effusus</i> (Walker, 1856)
<i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer, 1909)
<i>Thienemanniella majuscula</i> (Edwards, 1924)
<i>Thienemanniella vittata</i> (Edwards, 1924)
<i>Thienemanniella</i> sp. pr. <i>vittata</i>
<i>Tvetenia calvescens</i> (Edwards, 1929)
<i>Tvetenia discoloripes</i> (Goetghebuer, 1936)
<i>Tvetenia verralli</i> (Edwards, 1929)
Yhteensä 68 lajia

Chironominae, Chironomini
<i>Chironomus acutiventris</i> Wulker & al. 1983
<i>Chironomus anthracinus</i> Zetterstedt, 1860
<i>Chironomus circigialis</i> Meigen, 1830
<i>Chironomus clausi</i> Hirvenoja, 1962
<i>Chironomus longistylus</i> Goetghebuer, 1921
<i>Chironomus melanotus</i> Keyl, 1961
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Chironomus pseudohummi</i> -agg.
<i>Chironomus riparius</i> Meigen, 1804
<i>Chironomus</i> Pe 35 'Seitajärvi' Hirvenoja & Michalova
<i>Cladopelma bicarinatum</i> (Brundin, 1947)
<i>Cladopelma edwardsi</i> (Kussemann, 1933)
<i>Cladopelma viretense</i> (Meigen, 1818)
<i>Cladopelma viridulum</i> (Linnaeus, 1767)
<i>Cryptochironomus albofasciatus</i> (Staeger, 1839)
<i>Cryptochironomus rostratus</i> Kieffer, 1921
<i>Cryptochironomus suppicans</i> (Meigen, 1830)
<i>Cryptotendipes plugfeldeni</i> Reiss, 1964
<i>Cryptotendipes ussuriensis</i> (Pagast, 1931)
<i>Demicytichironomus neglectus</i> Reiss, 1988
<i>Demicytichironomus</i> Pt 1 Langton, 1991
<i>Demicytichironomus sulzeratus</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Dicrolendipes lobiger</i> (Kieffer, 1921)
<i>Dicrolendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)
<i>Dicrolendipes pulsus</i> (Walker, 1856)
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen, 1830)
<i>Endochironomus etackelbergi</i> Goetghebuer, 1936
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)
<i>Glyptotendipes barbipes</i> (Staeger, 1839)
<i>Glyptotendipes imbecilis/vinda</i> (Walker, 1856)/(Maquart, 1834)
<i>Glyptotendipes pallens</i> (Meigen, 1804)
<i>Glyptotendipes panpeis</i> (Edwards, 1929)
<i>Harnischia curtillamellata</i> (Malloch, 1915)
<i>Harnischia fuscimana</i> Kieffer, 1921
<i>Kiefferulus tendipediformis</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Microtendipes chironi</i> (Meigen, 1818)
<i>Microtendipes pediculus</i> (De Geer, 1776)
<i>Nilotyphina brayi</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Omsus caledonicus</i> (Edwards, 1932)
<i>Parachironomus arcuatus</i> (Goetghebuer, 1919)
<i>Parachironomus digitalis</i> (Edwards, 1929)
<i>Parachironomus frequens</i> (Johannsen, 1905)
<i>Parachironomus paradiptalis</i> Brundin, 1949
<i>Parachironomus parisi</i> (Walker, 1856)
<i>Parachironomus villosus</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Paracladopelma campitobis</i> Kieffer, 1913
<i>Paracladopelma laminatum</i> (Kieffer, 1921)
<i>Paracladopelma nigratum</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Paralutetornella nigrohalterata</i> (Malloch, 1915)
<i>Paratendipes albanicus</i> (Meigen, 1818)
<i>Phaenopsectra flavipes</i> (Meigen, 1818)
<i>Phaenopsectra punctipes</i> (Wiedemann, 1817)
<i>Polypedium</i> (Pentap.) <i>ordensii</i> (v.d. Wulp, 1874)
<i>Polypedium</i> (Pentap.) <i>intum</i> (Walker, 1856)
<i>Polypedium</i> (Polyp.) <i>albicorne</i> (Meigen, 1838)
<i>Polypedium</i> (Polyp.) <i>cultellatum</i> Goetghebuer, 1931
<i>Polypedium</i> (Polyp.) <i>nubeculosum</i> (Meigen, 1804)
<i>Polypedium</i> (Polyp.) <i>pedestre</i> (Meigen, 1830)
<i>Polypedium</i> (<i>Tripodura</i>) <i>bicoloratum</i> Kieffer, 1921
<i>Polypedium</i> (<i>Tripodura</i>) <i>pullum</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Polypedium</i> (<i>Tripodura</i>) <i>scalarium</i> (Schrank, 1803)
<i>Robackia demeyeri</i> (Kussemann, 1933)
<i>Stenochironomus fascigenis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Stenochironomus gibbus</i> (Fabricius, 1794)
<i>Stenochironomus pictulus</i> (Meigen, 1830)
<i>Stenochironomus etichicus</i> (Fabricius, 1781)
<i>Symedotendipes dispar</i> (Meigen, 1830)
<i>Symedotendipes impar</i> (Walker, 1856)
<i>Symedotendipes lapidus</i> (Meigen, 1830)
<i>Tribelos mixtus</i> (Walker, 1856)
<i>Xenochironomus xenotabus</i> (Kieffer, 1916)
Yhteensä 71 lajia
Chironominae, Tanytarsini
<i>Cladotanytarsus altdorsum</i> Kieffer, 1924
<i>Cladotanytarsus difficilis</i> Brundin, 1947
<i>Cladotanytarsus lepidocoleus</i> (Kruge, 1938)
<i>Cladotanytarsus marcus</i> (Walker, 1856)
<i>Cladotanytarsus pallidus</i> Kieffer, 1922
<i>Cladotanytarsus vandensulci</i> (Edwards, 1929)
<i>Constempellina brevicosta</i> (Edwards, 1937)
<i>Micropectra apposta</i> (Walker, 1856)
<i>Micropectra juncei</i> (Meigen, 1818)
<i>Micropectra klincki</i> Stur & Ekrem, 2006
<i>Micropectra notosensis</i> (Walker, 1856)
<i>Paraspectra nana</i> (Meigen, 1818)
<i>Paratanytarsus disomilis</i> Johannsen, 1905
<i>Paratanytarsus tenuis</i> (Meigen, 1830)
<i>Rheotanytarsus musocola</i> Thiememann, 1929
<i>Rheotanytarsus pentapoda</i> Kieffer, 1909
<i>Rheotanytarsus photophilus</i> Goetghebuer, 1921
<i>Rheotanytarsus ringei</i> Lehmann, 1970
<i>Stempellina almi</i> Brundin, 1947
<i>Stempellina basisei</i> (Kieffer, 1911)
<i>Stempellina subglobosipennis</i> (Brundin, 1947)
<i>Stempellinella brevis</i> (Edwards, 1929)
<i>Stempellinella edwardsi</i> Spies & Sæther, 2004
<i>Tanytarsus abernensis</i> Lindeberg, 1970
<i>Tanytarsus chinensis</i> Goetghebuer, 1934
<i>Tanytarsus curtipennis</i> Kieffer, 1911
<i>Tanytarsus debilis</i> (Meigen, 1830)
<i>Tanytarsus dibranchius</i> Kieffer, 1926
<i>Tanytarsus emmulus</i> (Walker, 1856)
<i>Tanytarsus gregarius</i> Kieffer, 1909
<i>Tanytarsus inaequalis</i> Goetghebuer, 1921
<i>Tanytarsus leetagei</i> Goetghebuer, 1922
<i>Tanytarsus longitarsis</i> Kieffer, 1911
<i>Tanytarsus medius</i> Reiss & Fittkau, 1971
<i>Tanytarsus mendax</i> Kieffer, 1925
<i>Tanytarsus multipunctatus</i> Brundin, 1947
<i>Tanytarsus ocellus</i> Brundin, 1949
<i>Tanytarsus reznaius</i> Brundin, 1947
<i>Tanytarsus signatus</i> (v.d. Wulp, 1858)
<i>Tanytarsus smolandicus</i> Brundin, 1947
<i>Tanytarsus striatulus</i> Lindeberg, 1976
<i>Tanytarsus telmaticus</i> Lindeberg, 1959
<i>Tanytarsus ussuriensis</i> Pagast, 1931
<i>Tanytarsus volgensis</i> Miesko, 1967
<i>Virgitytarsus andrenensis</i> (Goetghebuer, 1926)
Yhteensä 45 lajia
Kokonaislajimäärä: 216