



**SUVANTOJEN SURVIAISSÄÄSKI- JA KOSKIEN
POHJAEÄLÄINYHTEISÖT JOKIEN EKOLOGISEN
TILAN ARVIOINNISSA**

Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 125/2010

Janne Raunio, Heikki Mykrä & Anssi Teppo



TIIVISTELMÄ

Virtavesien velvoitetarkkailuissa ja ekologisen tilan arvioinnissa hyödynnetään yleisesti pohjaeläimiä. Virtavesitutkimuksissa on keskitytty erityisesti koskien pohjaeläinlajistoon, ja vastaavasti suvannot ovat jääneet vähemmälle huomiolle, vaikka ne ovat etenkin isommilla joilla yleisin elinympäristö. Kosket ja suvannot ovat hyvin erilaisia elinympäristöjä, joten on mahdollista että myös niiden eliöstö kuvaa erilailla vesistökuormituksen vaikutuksia. Jokien ekologisen tilan ja ihmistoiminnan vaikutusten arvioinnin kannalta keskeinen kysymys on, kuvaako nykyisin käytössä oleva koskien pohjaeläimistöön perustuva menetelmä koko joen ekologista tilaa?

Tässä tutkimuksessa selvitettiin, saadaanko joen ekologisen tilan arvioksi erilainen tulos koskien ja suvantojen pohjaeläimistöllä? Suvantojen tutkimuksissa hyödynnettiin Suomessa vähän käytettyä menetelmää, jossa keskitytään pohjaeläimistössä tyypillisesti monimuotoisimpaan ja runsaslukuisimpaan pohjaeläinryhmään, eli surviaissääskiin. Koskien tutkimuksissa sovellettiin perinteistä kasihaavimenetelmää ja ns. tavoitetaksonomiaa, jossa mm. surviaissääskiä ei huomioida tulosten tarkastelussa lainkaan. Ähtävän-, Lapuan-, Perhon- ja Kyrönjoen koskien ja suvantojen pohjaeläinlajistoa verrattiin saman tyyppisiin, kuormittamattomiin jokiin ja niiden lajistoon. Jokien ekologinen tila arvioitiin vertaamalla kuormittamattomien ja kuormitettujen jokien lajiston monimuotoisuutta ja lajistokoostumusta. Tämä menettelytapa on yhteneväinen EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisen lähestymistavan kanssa.

Tulosten perusteella Ähtävän-, Lapuan-, Perhon- ja Kyrönjoen ekologinen tila vaihteli välttävästä erinomaiseen (asteikolla huono, välttävä, tyydyttävä, hyvä ja erinomainen). Yleisesti ottaen Ähtävän- ja Perhonjoki olivat paremmassa tilassa kuin Kyrönjoki ja Lapuanjoki. Jokien ekologinen tila oli koskien pohjaeläimistön monimuotoisuuden perustuen tyypillisesti heikompi kuin mitä suvantojen surviaissääskilajisto ilmensi. Tulosten ero selittyi sillä, että surviaissääskien lajirunsaus voi kuormitettuihin vesistöissä olla melko korkea. Koska surviaissääskiä ei nykyisin huomioida koskien pohjaeläintutkimuksissa, näyttäytyi koskien ekologinen tila huonompana suvantoihin nähden. Surviaissääskien lajirunsaus on yleensä suurempi kuin muiden keskeisten pohjaeläinryhmien yhteenlaskettu lajimäärä, joten monimuotoisuuden perustuva virtavesien ekologisen tilan arvio saattaa riippua pitkälti siitä, otetaanko surviaissääskilajisto huomioon vai ei. Tässä tutkimuksessa samaan ekologiseen tilaan Ähtävän-, Lapuan-, Perhon- ja Kyrönjoen näytepisteistä sijoittui monimuotoisuuden perusteella vain n. 18%.

Sen sijaan lajistokoostumukseen perustuen koskien ja suvantojen väliset erot ekologisen tilan luokituksessa eivät olleet yhtä suuret. Tosin myös lajistokoostumuksen perusteella kosket ja suvannot ilmensivät melko usein erilaista ekologista tilaa, ja poikkeama oli

yleensä yhden tilaluokan verran. Todennäköisyys yhdenmukaiselle tilaluokitukselle oli lajistokoostumukseen perustuen n. 50%. Systemaattisia eroja koskien ja suvantojen tilaluokituksissa ei kuitenkaan havaittu, joten kumpi tahansa elinympäristö voi ilmentää toista huonompaa tai parempaa ekologista tilaa.

Tulokset osoittivat kuitenkin, että erilaiset ihmistoiminnan vaikutukset Ähtävän-, Lapuan-, Perhon- ja Kyrönjoen valuma-alueilla tulivat selvemmin esiin suvantojen surviaissääskilajistoa tutkimalla. Tästä on hyötyä vesistöjen tilan arvioinnin kannalta etenkin silloin, kun ihmistoiminnalla on vain melko vähäisiä vaikutuksia vesistön ekologiseen tilaan, jolloin poikkeama luonnontilasta tulisi havaita mahdollisimman luotettavasti ja tehokkaasti. Mikäli tilan arviointiin käytetyn menetelmän avulla ei voida luotettavasti erottaa luonnontilaisia jokia kuormitetuista, kasvaa virheellisen tilaluokituksen riski ja erilaiset ihmistoiminnan vaikutukset saatetaan arvioida todellista lievemmiksi.

Suvantojen ja niiden surviaissääskiyhteisöjen huomioiminen pohjaeläintarkkailuissa ja seurannoissa olisi luokitteluerot, surviaissääskien poikkeuksellinen monimuotoisuus ja suvantojen yleisyys huomioon ottaen perusteltua. Vain koskien pohjaeläimistöön ja tavoitetaksonomiaan perustuva tila-arvio voi antaa virheellisen kuvan koko joen ekologisesta tilasta. Surviaissääskien kotelonahkamenetelmä tarjoaa suvantojen ja niiden surviaissääskilajiston tutkimiseen helpon ja kustannustehokkaan ratkaisun.

SISÄLLYSLUETTELO

	sivu
1. JOHDANTO	1
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	3
2.1 Näyteaineistot	3
2.2 Näytepisteiden ekologisen tilan arviointi	4
2.3 Luokittelun testaus	5
2.4 Signaali vs. häiriö (s/n)	5
3. TULOKSET	6
3.1 Suvantojen ja koskien ekologinen tila	7
3.2 Luokittelun testaus	12
3.3 Signaali vs. häiriö (s/n)	15
4. JOHTOPÄÄTÖKSET	15
VIITTEET	18
LIITTEET	

Pohjaeläimet ovat ehkä yleisimmin käytetty eliöryhmä pintavesien ekologisen tilan arvioinneissa (Rosenberg & Resh 1993). Virtavesien pohjaeläintutkimuksissa on perinteisesti keskitytty koskiin, sillä ne ovat lajiston monimuotoisuuden ja yksilötiheyksien suhteen keskeisiä elinympäristöjä (mm. Brown & Brussock 1991). Keskittyminen koskiympäristöihin on myös edesauttanut näytteenoton yhtenäistämässä ja parantanut tulosten vertailtavuutta. Suomessa on jokien velvoitetarkkailujen puitteissa seurattu pitkään myös suvantojen pohjaeläinyhteisöjä, mutta tarkkailuissakin pyritään siirtymään suvannoista koskiympäristöihin. Jokien ekologisen tilan arvioinnin kannalta keskeinen kysymys on, miten hyvin koskiympäristöt kuvaavat koko joen ekologista tilaa. Etenkin suurilla virtavesillä, joiden kosket on usein perattuja tai padottuja, voivat hitaasti virtaavat suvantojaksot olla hallitseva elinympäristö ja kosket puuttua lähes kokonaan. Pinta-alaan suhteutettuna koskien osuus ei usein edes ylitä kymmentä prosenttia, suvantojen kattaessa 15-85% joen pinta-alasta (Brown & Brussock 1991). Keskeisimmät erot suvantojen ja koskien välillä liittyvät pohjanlaatuun, virtausnopeuteen, syvyyteen ja partikkelikokoon. Karkeasti jaoteltuna suvannot ovat reheviä akkumulaatioympäristöjä, kun taas kosket ovat karuja eroosioympäristöjä. Näistä eroavaisuuksista johtuen koskien pohjaeläinyhteisöjen on havaittu poikkeavan suvantojen lajistokoostumuksesta, ja ne saattavat ilmentää parempaa ekologista tilaa kuin suvannot (Brabeck ym. 2004). Niinpä pohjaeläintutkimuksiin ja -seurantoihin onkin suositeltu lähestymistapaa, joka kattaisi koskien ohella myös muut keskeiset elinympäristöt (mm. Lenat 1988, Kerans ym. 1992, Vinson & Hawkins 1996, Chessman ym. 2007). Toisaalta on myös tutkimustuloksia, joiden perusteella näytteenottoon valittu elinympäristötyyppi ei oleellisesti vaikuta vesistön tila-arvioon ja luokitteluun (Rehn ym. 2007).

Virtavesien pohjaeläintutkimuksille on ollut tyypillistä, että niissä ei oteta huomioon lajirunsainta ja usein myös yksilömääriltään merkittävää ryhmää, surviaissääskiä (Insecta: Diptera). Syynä on ollut surviaissääskien toukkien lajinmäärityksen hankaluus ja toukkien suuret yksilömäärät, jonka vuoksi näytteiden määrittäminen lisäisi selvästi työmäärää ja nostaisi kustannuksia. Kaksisiipiset ovat jokien suvannoissa keskeisin pohjaeläinryhmä (Logana & Brooker 1983), ja surviaissääsket muodostavat usein yksistään valtaosan suvantojen yksilö- ja lajimäärästä (Scullion ym. 1982). Surviaissääskien huomioiminen olisikin tärkeää erityisesti suvantojen pohjaeläintutkimuksissa. Arvioiden perusteella surviaissääskien lajimäärä on yhdellä näytepisteellä keskimäärin noin 80, joskus lähes 100 (Ferrington 2008), ja ekosysteemitasolla jopa yli 200 lajia (Raunio 2009). Surviaissääskien lajirunsaus onkin vesiekosysteemeissä tyypillisesti suurempi kuin kaikkien muiden keskeisten pohjaeläinryhmien yhteenlaskettu lajimäärä. Surviaissääskilajien vaste erilaisiin ihmistoiminnan vaikutuksiin voi myös poiketa muista pohjaeläinryhmistä (mm. Heino ym. 2009), mutta harvoin on edes tutkittu sitä, miten surviaissääskien sivuuttaminen kokonaan tai määrittäminen vain karkealle tasolle (kuten heimo tai alaheimo) voi vaikuttaa vesistöjen tila-arvioon. Jokien seurantojen ja tarkkailujen kannalta toinen keskeinen kysymys onkin, ilmentääkö surviaissääskiyhteisöt samankaltaista ekologista tilaa kuin muut keskeiset pohjaeläinryhmät. Surviaissääskien toukkien tutkimiselle tulisi kuitenkin olla kustannustehokkaampi vaihtoehto, jotta surviaissääskiä voitaisiin käytännössä hyödyntää jokien pohjaeläintutkimuksissa ja -seurannoissa.

Viime vuosina on Suomessakin testattu ja kehitetty menetelmää, jossa näytteenotto kohdistuu toukkien sijasta surviaissääskien kotelonahkoihin (ns. CPET-menetelmä, Raunio 2008). Menetelmän etuna on sen soveltuvuus lähes kaikenlaisiin olosuhteisiin ja lisäksi lajinmääritys kotelonahoista on selvästi helpompaa ja nopeampaa kuin toukista (Wilson & Ruse 2005). Kotelonahkanäytteissä yhdistyy eri syvyysvyöhykkeiden, laajan alueen ja eri pienelinympäristöjen surviaissääskilajisto. Menetelmä tarjoaakin nopean ja tehokkaan tavan tutkia vesistöjen ekologista tilaa ja surviaissääskien lajistokoostumusta. Menetelmän heikkoudeksi voidaan kuitenkin katsoa se, että näytteiden lajisto kertyy laajalta ja määrittelemättömältä alueelta, jonka vuoksi kotelonahkanäytteissä voi potentiaalisesti olla enemmän ei-toivottua satunnaisvaihtelua kuin tietyltä habitaatilta (esim. kosket) kerätyissä näytteissä. Lisäksi surviaissääskiin liitetään lajiston sattumanvarainen vaihtelu ja huono ennustettavuus (Schmid 1993), jonka vuoksi niiden on katsottu olevan vesistöjen tilanarvioinnin kannalta toisarvoinen ryhmä (Rabeni & Wang 2001). Toisaalta on myös tutkimustuloksia, joiden perusteella surviaissääskien merkitys pohjaeläintutkimuksissa on erityisen suuri, jotta erilaiset ihmistoiminnan vaikutukset vesistöjen ekologiseen tilaan voidaan luotettavasti havaita (King & Richardson 2002, Raunio ym. 2007b).

Tämän tutkimuksen keskeisimmät kysymykset olivat:

1. Eroaako jokien ekologisen tilan arvio, jos se perustuu suvantojen surviaissääskiin vai koskien pohjaeläimistöön? Hypoteesina oli, että suvantojen surviaissääskiyhteisöt ilmentävät koskien pohjaeläinyhteisöihin nähden heikompaa ekologista tilaa.
2. Erotteleeko suvantojen surviaissääski- vai koskien pohjaeläinlajisto luotettavammin kuormitetut joet vertailuajoista? Koska surviaissääskinäytteissä lajistoa kertyy laajalta, määrittelemättömältä alueelta, oli hypoteesina, että koskien pohjaeläinaineiston avulla voidaan luotettavammin havaita kuormitettujen jokien lajistokoostumuksen, lajien runsaussuhteiden ja monimuotoisuuden poikkeamat vertailuajoista.
3. Eroaako suvantojen surviaissääski- ja koskien pohjaeläinaineistojen signaalin, eli erotteluvoimakkuuden, ja satunnaisvaihtelun, eli häiriön suhde toisistaan? Hypoteesina oli, että surviaissääskiaineistossa on enemmän satunnaisvaihtelua, joka vuoksi signaali/häiriö-suhde on heikempi kuin koskien pohjaeläinaineistossa.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 NÄYTEAINEISTOT

Tutkimusta varten suvantojen ja koskien pohjaeläinnäytteitä kerättiin saman jokityypin kuormitetuilta ja kuormittamattomilta joilta. Tutkimuskohteeksi valittiin keskisuuret turvemaiden joet. Vertailujoista tosin osa luokituu valuma-alueen pinta-alan perusteella pieniin turvemaiden jokiin. Tähän jokityyppiin kuuluvat mm. Ähtävän-, Lapuan-, Perhon- ja Kyrönjoki, jotka edustivat kuormitettuja olosuhteita. Näiltä joilta kerättiin yhteensä 16 rinnakkaista koski- ja suvantonäytettä, näytepisteiden edustaessa eriaikaisesti kuormitettuja alueita kunkin joen sisällä. Vertailuaineisto kerättiin Jyväskylän pohjoispuolella sijaitsevilta Soutujoelta, Könkköjoelta ja Multianjoelta sekä Tampikkoskelta (yhteensä viisi näytettä), sekä Simojoelta, Pohjois-Pohjanmaalta (yhteensä viisi näytettä). Kokonaisuudessaan aineisto käsitti siten 26 koski- ja suvantonäytettä.

Suvantojen surviaissääskiaineisto

Surviaissääskien aikuistuminen käynnistyy Etelä-Suomen joissa tyypillisesti huhti- toukokuun vaihteessa ja päättyy syys-lokakuussa (Raunio ym. 2007a). Lajien aikuistumisajankohtien välillä on suurta vuodenaikaista ja vuorokauden sisäistä vaihtelua (mm. Wilson & Ruse 2005). Vuorokauden sisäisen vaihtelun aiheuttaman virheen välttämiseksi kotelonahkoja kerättiin suvantojen kerääntymisalueilta. Tällöin näytteen voitiin katsoa edustavan viimeisen kahden vuorokauden aikana aikuistuneita lajeja (Coffman 1973). Etelä-Suomen olosuhteissa edustavin näyte saadaan, kun kotelonahkoja kerätään heinä-elokuun aikana (Raunio ym. 2007a). Tämän tutkimuksen näytteet kerättiin heinäkuun loppupuolella Suomen ympäristökeskuksen ja Länsi-Suomen ympäristökeskuksen (nykyisin Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus) toimesta. Näytteet kerättiin koskipohjaeläinten näytepisteiden yläpuolisilta suvannoilta.

Surviaissääskien kotelonahkojen näytteenotto tapahtui haavimalla rantaveden pinnalla kelluvaa aineista käsihaavilla (havas < 250 µm). Näytteen tulisi 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. 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 näytepurkkiin ja säilöttiin etanolilla. Haavintaa jatkettiin mikäli riittävää määrää kotelonahkoja ei oltu saatu ensimmäisellä haavinnalla. Seuraavan haavinnan tulos yhdistettiin samaan näytepurkkiin.

Poimintaa varten näytepurkin sisältöä sekoitettiin ja siitä kaadettiin poiminta-alustalle pieni osanäyte. 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. Kotelonahkojen määrityksessä hyödynnettiin Langtonin (1991) sekä Stur & Ekrem:n (2006) määrityskaavoja. Kaikki kotelonahat määritettiin vähintään sukutasolle, mutta

pääasiassa lajilleen. Kotelonahkojen poiminnasta ja määräyksestä vastasi Kymijoen vesi ja ympäristö ry. Suvantojen surviaissäskinäytteiden tulokset esitetään erikseen sekä laji- että sukutason aineistoille, sillä sukutason määrittäminen on selvästi nopeampaa ja helpompaa, mikä edesauttaisi menetelmän käyttöä laajemmalti.

Koskien pohjaeläinaineisto

Koskien pohjaeläimistöä näytteenotossa käytettiin ns. potkuhaavimenetelmää (ks. Kantola ym. 2001). Kultakin näytepisteeltä kerättiin neljä 30 sekunnin haavinäytettä koskien erilaisilta pohjanlaatutyypeiltä. Aineiston jatkokäsittelyä varten rinnakkaisnäytteet yhdistettiin. Vertailupisteiden aineisto koostui ympäristöhallinnon keräämistä seuranta-aineistoista. Kultakin vertailupisteeltä oli niin ikään kerätty neljä (30 sek.) rinnakkaisnäytettä. Kuormitettujen jokien aineisto kerättiin kokonaisuudessaan syksyllä 2009 Länsi-Suomen ympäristökeskuksen toimesta. Pohjaeläinten poiminnasta ja määräyksestä vastasi Kymijoen vesi ja ympäristö ry. Pohjaeläinten määrittämissä noudatettiin ympäristöhallinnon määrittelemää tavoitetaksonomiaa.

2.2 NÄYTEPISTEIDEN EKOLOGISEN TILAN ARVIOINTI

Ennen suvanto- ja koskiaineistojen analysointia kunkin näytteen lajirunsaudet skaalattiin summautumaan 1:een, jonka jälkeen aineistoille tehtiin arcsin neliöjuurimuunnos. Kuormitettujen jokien suvantojen ja koskien ekologista tilaa arvioitiin kolmen eri indeksin avulla, jotka mittaavat lajistokoostumuksen, lajien runsaussuhteiden ja monimuotoisuuden poikkeamaa vertailujokiin nähden. Ekologisen tilan arvioinnissa hyödynnettiin vertailupisteiden aineistoista laskettuja jokityypin indeksikohtaisia odotusarvoja. Lapuanjoen Poutun näytepiste jätettiin pois tila-arvioinnista, koska surviaissäskinäytteestä ei saatu riittävän suurta otosta. Määrittämissä noudatettiin kuitenkin esitetty liitteissä 1 ja 2.

Taksonikoostumusta kuvaamaan laskettiin **i) tyyppiominaisten taksonien** esiintymiseen liittyvä O/E -suhde (observed/expected, eli havaittu/odotettu). Tyyppiominaisiksi taksoniksi katsottiin vähintään 40% vertailujokien näytteissä esiintyneet taksonit. Tyyppiominaisten taksonien esiintymistodennäköisyys saatiin jakamalla vertailupisteiltä havaittujen lajien esiintymiskertojen lukumäärä vertailupisteiden lukumäärällä. Indeksien odotusarvo saatiin laskemalla vertailupisteiden näytteiden indeksiarvoista keskiarvo. Taksonien runsaussuhteiden kuvaamiseen käytettiin **ii) suhteellista mallinkaltaisuutta (PMA)**. PMA-menetelmä vertaa kunkin näytepisteeseen lajistokoostumusta malli- eli vertailuyhteisöön (odotettu yhteisökoostumus). Malliyhteisössä kunkin taksonin osuus oli vertailupisteillä havaittujen taksonien runsauksien keskiarvo. Suhteellisen mallinkaltaisuuden odotusarvo saatiin laskemalla vertailupisteiden näytteiden indeksiarvoista keskiarvo. Monimuotoisuuden kuvaajana käytettiin **iii) Shannon-Wiener -indeksiä**. Koska indeksi ei sinällään kuvaa monimuotoisuutta vaan entropiaa, tehtiin indeksiarvoille eksponenttimuunnos (Jost 2006). Indeksien odotusarvo saatiin laskemalla vertailupisteiden näytteiden indeksiarvoista keskiarvo. Tässä työssä käytettyjä ekologisen tilan mittareita ovat laajemmin kuvanneet mm. Hämäläinen ym. (2007).

Näytepisteiden ekologisen tilan arvioimiseksi asetettiin luokkien erinomainen ja hyvä raja vertailupisteiden indeksikohtaisten O/E-arvojen alakvartiiliin. Eri tilaa mittaavien indeksien vertailemiseksi näytekohtaiset O/E-arvot uudelleen skaalattiin hyödyntäen Hämäläisen ym. (2007) kehittämää menetelmää. Tässä menetelmässä luokkien erinomainen ja hyvä laskennallinen raja-arvo (O/E-arvojen alakvartiili) palautetaan arvoon 0.8. Tämä mahdollistaa paitsi eri indeksien vertailun, niin myös tilaluokkien (huono-hyvä) rajojen asettamisen tasavälein (0.2 yksikköä) välillä 0-0.8. Ekologista tilaa mittaavien indeksien eroja kuormitettujen ja vertailupisteiden välillä tutkittiin varianssianalyysin (ANOVA) avulla. Näyteaineistojen (koski- ja suvantonäytteet) ja indeksien (i-iii) tehokkuutta mitattiin efektin voimakkuudella, jonka mittana käytettiin Cohenin d -arvoa. Cohenin d -arvo vertaa ryhmäkeskiarvoja ja ryhmien sisäistä hajontaa. Efektin voimistuessa d -arvo kasvaa, kuvaten suurempaa ryhmien välisiä keskiarvoeroja ja/tai pienempää ryhmien sisäistä hajontaa. Cohen (1992) suositteli efektin voimakkuuden arvioinnissa seuraavia luokkarajoja: pieni efekti: $d < 0.2$, kohtalainen: $d = 0.5$ ja suuri: $d > 0.8$. Parittaisten näytteiden T-testin avulla tutkittiin lisäksi koski- ja suvantonäytteiden eroja indeksiarvoissa. Mantelin testillä sekä Pearsonin korrelaatiotestillä verrattiin koskien ja suvantojen lajistokoostumuksien sekä lajimäärien vaihtelun samankaltaisuutta. ANOVA- ja T-testit suoritettiin SPSS vers. 17 -ohjelman avulla ja Mantelin testi PC-ORD vers. 5-ohjelmalla.

2.3 LUOKITTELUN TESTAUS

Ekologista tilaa mittaavien indeksien (i-iii) luotettavuutta jaotella näyteaineisto kahteen ryhmään (kuormitettuihin ja kuormittamattomiin) testattiin erotteluanalyysin (DFA) avulla. Menetelmä hyödyntää Jack-knife ristivalidointia, jossa kukin havainto jätetään vuorollaan pois luokittelumallin muodostuksesta, ja mallia testataan poisjätetyn havainnon luokitteluun. Luokitteluanalyysi tehtiin SPSS vers. 17 -ohjelman avulla. Suvanto- ja koskinäytteiden luokittelua kahteen ryhmään kuvattiin myös CAP-ordinaatioanalyysillä (Canonical Analysis of Principal Coordinates). Näytteiden välisiä eroja ja yhtäläisyyksiä lajistokoostumuksessa mitattiin Sörensenin etäisyysindeksillä. CAP-analyysiin yhdistettiin erotteluanalyysi (ks. Anderson & Willis 2003), joka tuottaa tuloksen luokittelumallin luotettavuudesta ja testaa ryhmien välisiä eroja lajistokoostumuksessa permutaatiotestillä (9999 permutaatioota).

2.4 SIGNAALI VS. HÄIRIÖ (S/N)

Useimmat ryhmien välisiin vertailuihin kehitetyt tilastolliset testit vertaavat ryhmien sisäistä ja ryhmien välistä vaihtelua (esim. edellä ANOVA ja Cohenin d -arvo). Mitä pienempi hajonta kunkin ryhmän sisällä on ja mitä suurempi ero ryhmien välillä vallitsee, sitä todennäköisemmin erot ryhmien välillä tulevat havaituiksi. Tässä yhteydessä signaalilla tarkoitetaan ryhmien välisiä eroja, ja häiriöllä ryhmien sisäistä, ei-toivottua satunnaisvaihtelua. Signaalin ja häiriön (S/N) välisen suhdeluvun ollessa suurempi kuin 1:1 on signaalin voimakkuus merkittävämpi suhteessa sitä peittävään häiriöön. Suvanto- ja koskiaineistojen S/N -vertailussa käytettiin Raunion ym. (2007b) kehittämää menetelmää. Menetelmä perustuu laji-näytepisteaineistosta laskettuun etäisyysmatriisiin (tässä Sörensenin dissimilariteetti-indeksi), ja bootstrap-tyyppisiin uudelleenotantoihin aineistosta. Havaittu S/N-suhdeluku, eli odotusarvo, saatiin jakamalla

vertailupisteiden ja kuormitettujen näytepisteiden keskimääräinen ero lajistokoostumuksessa (signaali) vertailupisteiden keskimääräisellä etäisyydellä (häiriö). Tämän jälkeen matriisin kaikista alkuperäisistä etäisyysarvoista poimittiin parittaisia satunnaisotantoja laskien kunkin näyte-erän keskimääräinen S/N-suhdeluku. Tässä työssä otoskoko oli viisi (eli viisi satunnaista näyteparia), ja uudelleenotantoja 9999 kpl. Koski- ja suvantoaineistojen havaittujen S/N-suhdelukujen tilastollinen merkitsevyys saatiin laskemalla niiden satunnaisten näyte-erien lukumäärä, joiden keskimääräinen S/N-suhdeluku ylitti odotusarvon.

3 TULOKSET

Suvantojen surviaissäskinäytteistä tavattiin kaikkiaan 121 lajia/lajiryhmää ja 57 eri surviaissäskisukua (liite 1). Keskimäärin siis hieman yli kaksi lajia kutakin sukua kohden. Todellisuudessa eri sukujen välillä oli huomattavia eroja lajimäärissä. Lajirunsaimpia sukuja olivat *Cricotopus*, *Polypedilum* ja *Tanytarsus*. Vertailujokien lajirunsaain näytepiste oli Könkköjoen suvanto (52 taksonia). Kuormitettujen jokien monimuotoisimmat näytepisteet olivat Perhonjoen Murikankoski ja Ähtävänjoen Pölsforsen (molemmissa 46 taksonia). Runsaaslukuisimpia lajeja vertailupisteillä olivat mm. *Orthocladius schnelli*, *Rhetanytarsus pellucidus*, *Stempellinella brevis*, *Paratendipes albimanus*, *Psectrocladius psilopterus* ja *Tanytarsus curticornis*. Kuormitetuilla joilla yleisiä lajeja olivat mm. *Cricotopus albiforceps*, *Parakiefferiella bathophila*, *Nanocladius dichromus* ja *Rheotanytarsus pentapoda*.

Koskien pohjaeläinnäytteistä tavattiin yhteensä 85 taksonia (pois lukien surviaissäsket, harvasukamadot ja vesipunkit) (liite 2). Koskinäytteiden taksonirunsaus jäi suvantojen surviaissäskien lajimäärästä vaikka em. kolme ryhmää olisi laskettu mukaan. Vertailupisteistä lajistoltaan monimuotoisimmat olivat Tainikoski ja Nuupaskoski (47 ja 44 taksonia). Kuormitetuista joita lajirunsaimit näytepisteet olivat Perhonjoen Karjalankoski (33 taksonia) ja Ähtävänjoen Smedsforsen (30 taksonia). Runsaaslukuisimpia taksoneja vertailupisteillä olivat mm. *Elmis aenea*, *Sphaerium* spp., *Baetis niger*, *Asellus aquaticus*, *Ephemerella mucronata* ja *Hydropsyche siltalai*. Kuormitetuilla joilla yleisiä olivat mm. Hydropsyche-lajit (mm. *H. siltalai* ja *H. pellucidula*) ja *Baetis*-lajit (*B. rhodani* ja *B. niger*), *Asellus aquaticus*, Simuliidae spp. ja *Neureclipsis bimaculata*.

3.1 SUVANTOJEN JA KOSKIEN EKOLOGINEN TILA

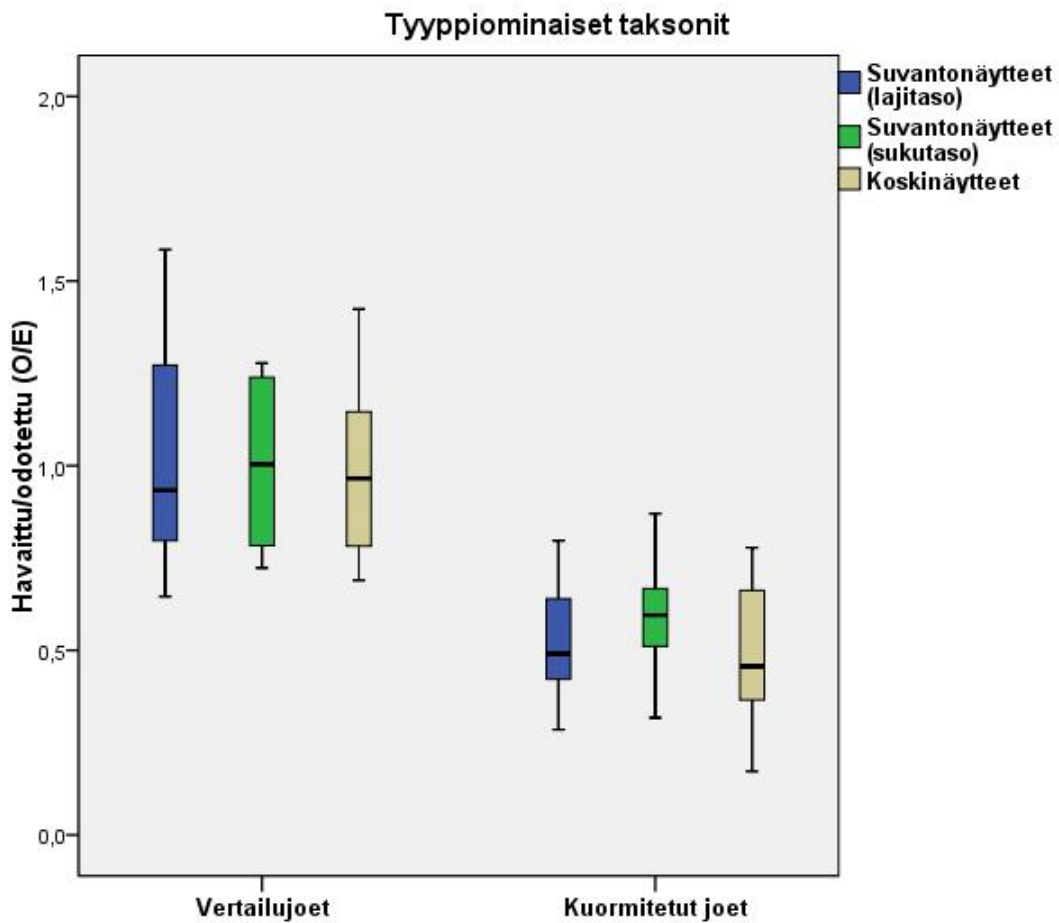
Tyyppiominaiset taksonit

Suvantojen surviaissääskien perusteella kuormitettujen näytepisteiden ekologinen tila vaihteli välttävistä hyvään (O/E 0.285-0.793) (kuva 1, liite 3). Laji- ja sukutaso aineistojen erona oli Ähtävänjoen Pölsforsenin näytepisteen luokittuminen erinomaiseen tilaan (O/E 0.870) sukutaso aineistossa, kun lajitason aineistossa O/E-arvo jäi niukasti raja-arvon alapuolelle (0.793). Koskien pohjaeläimistö perusteella kuormitettujen näytepisteiden ekologinen tila vaihteli sen sijaan huonosta (Lapuanjoen Pikforsenin) hyvään (mm. Perhonjoen Kuorikoski) (O/E 0.172-0.778) (liite 3). Ero koski- ja suvantonäytteiden välillä selittynee tässä tapauksessa todennäköisesti sillä, että Pikforsenin näytepiste poikkesi selvästi muista koskinäytepisteistä.

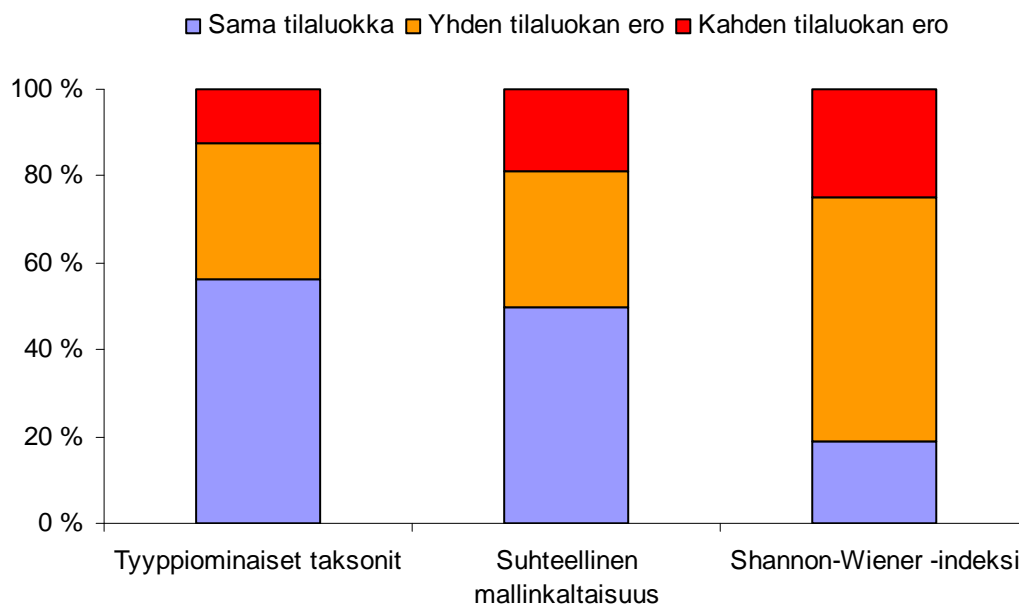
Surviaissääskiaineistossa ryhmien (vertailupisteet ja kuormitetut joet) väliset erot olivat lajitasolla hieman pienempiä kuin sukutasolle määritetyissä näytteissä (taulukko 1). Ero oli kuitenkin suhteellisen pieni, ja molempien aineistojen efekti oli suuri (Cohen $d > 0.8$), ja ryhmien väliset erot olivat myös tilastollisesti merkitseviä. Koskien pohjaeläinnäytteet erottelivat niin ikään kuormitettujen jokien näytteet tehokkaasti vertailunäytteistä, sillä efektin voimakkuus oli yhtä suuri kuin sukutasolle määritetyissä surviaissääskinäytteissä. Parittaisten näytteiden T-testin mukaan koski- ja suvantonäytteiden välillä ei ollut eroja indeksiarvoissa ($p = 0.67$). Kaikkiaan 16 kuormitetusta näytepisteestä yhdeksän sijoittui tila-arviossa samaan luokkaan (kuva 2). Tyyppiominaisiin taksoneihin perustuva indeksi tuottikin indekseistä yhdenmukaisimman luokittelutuloksen. Poikkeavien luokittelutulosten osalta suvantoaineisto ilmensi heikompaa ekologista tilaa kolmen ja koskiaineisto neljän näytepisteen osalta. Ero luokituksissa oli yhden (viisi näytepistettä) tai kahden (kaksi näytepistettä) tilaluokan suuruinen.

Taulukko 1. Vertailupisteiden ja kuormitettujen näytepisteiden väliset erot O/E-arvoissa tyyppille ominaisten taksonien perusteella arvioituna sekä käsittelyvaikutuksen voimakkuus.

	F-testisuure	p-arvo	Cohen d
CPET (lajitaso)	29.1	< 0.0001	2.00
CPET (sukutaso)	37.9	< 0.0001	2.35
Koskinäytteet	36.6	< 0.0001	2.35



Kuva 1. Tyyppiominaisiin taksoneihin perustuvan indeksin vaihtelu kuormitettujen ja vertailujokien sekä suvanto- ja koskinäytteiden välillä.



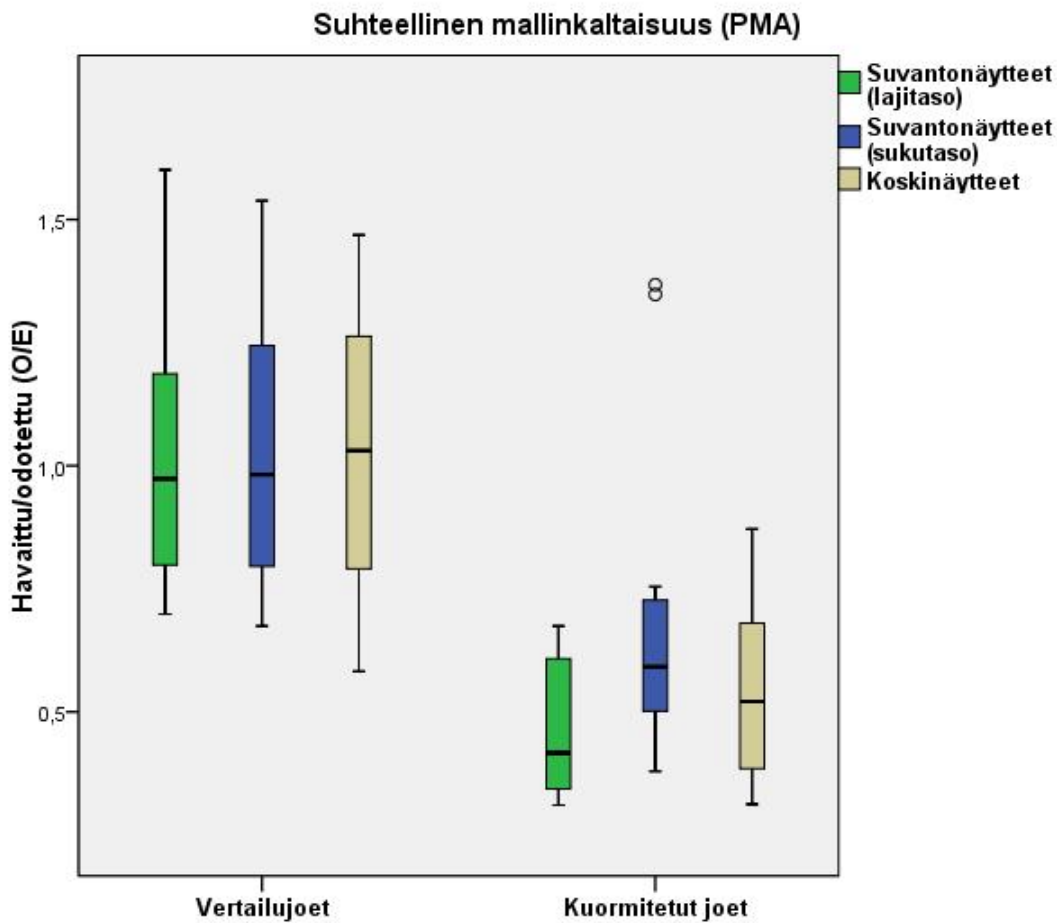
Kuva 2. Kuormitettujen näytepisteiden luokittelun yhdenmukaisuus suvanto- ja koskinäytteiden välillä.
Suhteellinen mallinkaltaisuus (PMA)

PMA-indeksin perusteella suvantojen ekologinen tila vaihteli välttävistä hyvään (O/E 0.311-0.675) (kuva 3, liite 3). Sukutason surviaissääskiaineistossa ekologisen tilan vaihtelu oli hieman suurempaa, ja kaksi kuormitettua näytepistettä (Lapuanjoen Paasikkaankoski ja Perhonjoen Karjalankoki) luokitteivat tämän indeksin perusteella erinomaiseen tilaan. Kuormitettujen jokien koskien pohjaeläinlajisto ilmensi välttävää (mm. Kyrönjoen Kirkonkoski) - erinomaista (Perhonjoen Karjalankoski) (O/E 0.312-0.871) ekologista tilaa (liite 3).

Surviaissääskiaineistossa ryhmien väliset erot olivat lajitasolla suuremmat kuin sukutason aineistossa (taulukko 2). Molemmat aineistot osoittivat kuitenkin voimakasta käsittelyvaikutusta (Cohen $d > 0.8$), ja erot ryhmien välillä olivat tilastollisesti merkitsevät (taulukko 2). Koskien pohjaeläinlajistoissa ryhmien välinen ero indeksiarvoissa oli niin ikään tilastollisesti merkitsevä. Käsittelyvaikutus oli kuitenkin hieman heikompi kuin lajitason surviaissääskiaineistossa, mutta luokiteltavissa kuitenkin voimakkaaksi. Parittaisten näytteiden T-testin mukaan koskien pohjaeläinlajisto ilmensi keskimäärin hieman parempaa ekologista tilaa, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($p = 0.41$). Kun tarkasteluun otettiin vain kuormitetut näytepisteet oli ero näytesarjojen välillä selvempi, mutta ei tilastollisesti merkitsevä ($p = 0.14$). Kuormitettujen jokien 16 näytepisteestä kahdeksan sijoittui samaan luokkaan (kuva 2). Suvantoaineisto tuotti matalamman tilaluokituksen kuudessa tapauksessa kahdeksasta ja ero oli yleensä yhden tilaluokan verran.

Taulukko 2. Vertailupisteiden ja kuormitettujen näytepisteiden väliset erot O/E-arvoissa PMA-indeksin perusteella arvioituna sekä käsittelyvaikutuksen voimakkuus.

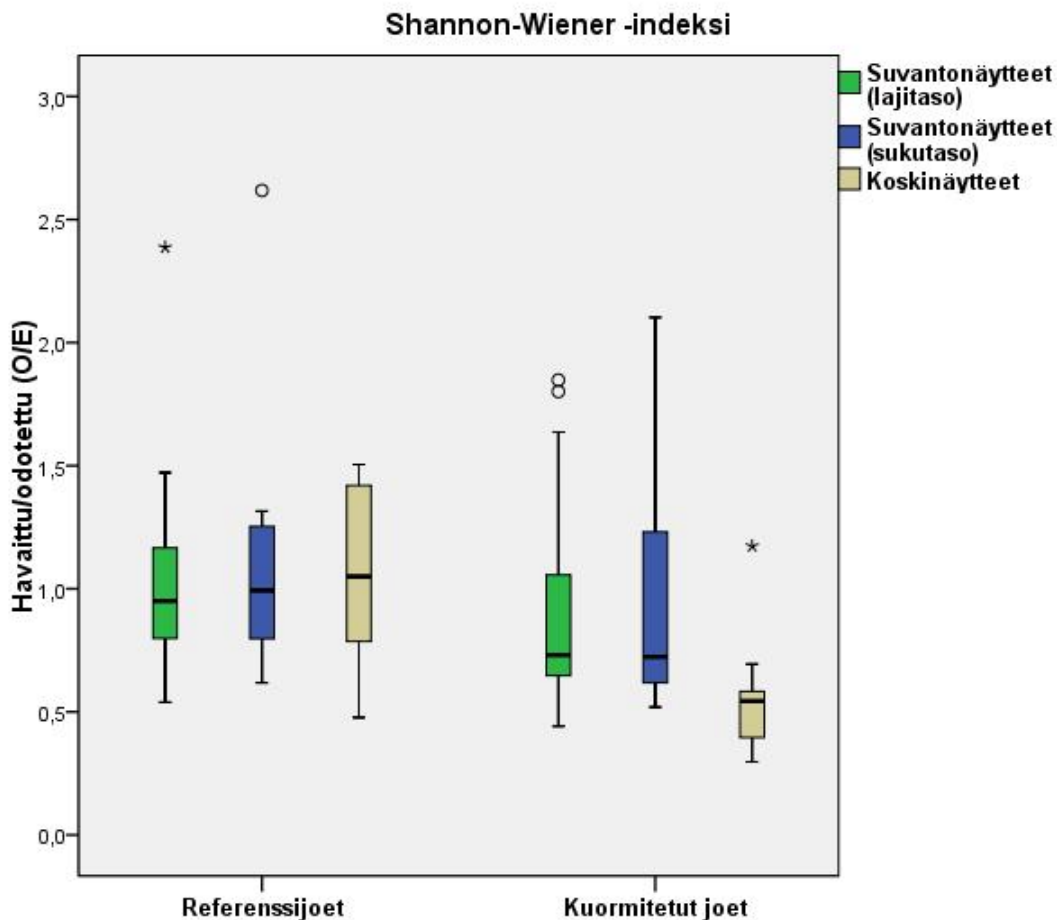
	F-testisuure	p-arvo	Cohen d
CPET (lajitaso)	45.0	< 0.0001	2.49
CPET (sukutaso)	9.8	0.004	1.26
Koskinäytteet	31.2	< 0.0001	2.11



Kuva 3. Suhteellisen mallinkaltaisuusindeksin (PMA) vaihtelu kuormitettujen ja vertailujokien sekä suvanto- ja koskinäytteiden välillä.

Lajiston monimuotoisuus (Shannon-Wiener -indeksi)

Shannon-Wiener -indeksin perusteella suvantojen ekologinen tila vaihteli tyydyttävästä erinomaiseen (O/E 0.411-1.801) (kuva 4, liite 3). Sukutason surviaissääskiaineistossa ekologisen tilan vaihtelu ei ollut juuri lajiaineistoa suurempaa, mutta indeksiarvot olivat yleisesti ottaen hieman korkeampia. Kuormitettujen koskien pohjaeläinlajisto ilmensi välttävää - erinomaista (O/E 0.296-1.174) ekologista tilaa (liite 3).



Kuva 4. Shannon-Wiener -indeksin vaihtelu kuormitettujen ja vertailujokien sekä suvanto- ja koskinäytteiden välillä.

Suvantojen surviaissäskiaineistossa ryhmien väliset erot olivat lajitasolla hieman suuremmat kuin sukutason aineistossa (taulukko 3). Molemmat aineistot osoittivat vain kohtalaista/heikkoa efektiä (Cohen $d < 0.5$), eikä erot vertailujokien ja kuormitettujen jokien välillä olleet tilastollisesti merkitseviä. Sen sijaan koskien pohjaeläinnäytteiden perusteella kuormitettujen ja vertailupisteiden väliset erot indeksiarvoissa olivat tilastollisesti merkitsevät, ja efekti oli luokiteltavissa voimakkaaksi. Parittaisten näytteiden T-testin mukaan koskien pohjaeläinlajisto ilmensi systemaattisesti matalampaa monimuotoisuutta kuin suvantojen surviaissäskiyhteisöt, ja ero oli myös tilastollisesti merkitsevä ($p = 0.022$). Kuormitettujen jokien 16 näytteestä vain kolme (Perhonjoen Kuorikoski ja Karjalankoski sekä Lapuanjoen Silvastforsen) luokiteltui samaan tilaluokkaan (liite 3), muissa tapauksissa surviaissäskiaineisto ilmensi luokkaa (yhdeksän näytepistettä) tai kahta (neljä näytepistettä) parempaa ekologista tilaa (kuva 2).

Taulukko 3. Vertailupisteiden ja kuormitettujen näytepisteiden väliset erot O/E-arvoissa Shannon-Wiener -indeksin perusteella arvioituna sekä käsittelyvaikutuksen voimakkuus.

	F-testisuure	p-arvo	Cohen d
CPET (lajitaso)	0.679	0.418	0.32
CPET (sukutaso)	0.498	0.487	0.27
Koskinäytteet	21.76	< 0.0001	1.21

Yhteenvedonä ekologisten tilan arvioinnista voidaan suvantojen surviaissääski- ja koskien pohjaeläinyhteisöjen todeta ilmentäneen melko usein erilaista ekologista tilaa. Tosin systemaattisia eroja ei havaittu kuin lajiston monimuotoisuuden suhteen ja ero luokituksissa oli usein vain yhden tilaluokan verran. Näin ollen tutkimuksen 1. hypoteesista poiketen suvantojen surviaissääskiyhteisöt eivät ilmentäneet koskien pohjaeläinyhteisöihin nähden heikompaa ekologista tilaa. Mantelin testi ja Pearsonin korrelaatiotesti osoittivat myös, että suvantojen ja koskien lajistokoostumuksen ja lajimäärien vaihtelussa oli havaittavissa samankaltaisuuksia ($r^2 = 0.532$, $p = 0.0001$ ja $r^2 = 0.422$, $p = 0.032$). Tutkimuksen 2. hypoteesia ei voitu myöskään hylätä, sillä koskien pohjaeläinnäytteet eivät lajiston monimuotoisuutta lukuun ottamatta erotelleet suvantonäytteitä tehokkaammin kuormitettuja jokia vertailuista. PMA-indeksin suhteen surviaissääskiaineiston erottelukyky oli jopa hieman parempi.

3.2 LUOKITTELUN TESTAUS

Erotteluanalyysin perusteella PMA-indeksin ja surviaissääskiaineiston luokittelutarkkuus kaikkein paras: 96% näytteistä luokitui testissä oikeaan ryhmään (taulukko 4). Sukutason aineistoa käytettäessä indeksien luokittelutarkkuus laski PMA- ja monimuotoisuusindeksien osalta. Heikoin luokittelutarkkuus oli monimuotoisuusindeksillä, jonka perusteella vain 54-62% suvantonäytteistä luokitui oikein. Koskinäytteisiin perustuen indeksien luokittelutarkkuus vaihteli vain vähän, oikein luokiteltujen näytteiden vaihteluvälin ollessa 85-88% (taulukko 4). Koskinäytteiden luokittelutarkkuus oli parempi tyyppille ominaisten taksonien ja monimuotoisuusindeksien osalta. Vastaavasti PMA-indeksin suhteen luokittelutarkkuus oli heikompi.

Luokittelun onnistumista tarkasteltaessa oleellista on tietää kuormitettujen näytepisteiden luokittelun onnistumistodennäköisyys, sillä näihin näytteisiin tila-arvio kohdistuu. Tarkastelemalla luokittelun ns. true positive (TP) -arvoa voidaan arvioida luokittelun onnistumistodennäköisyys kullekin indeksille. Suvantojen surviaissääskiaineiston perusteella oikeaan osuneen luokittelun todennäköisyys oli huonoimmillaan 0.69 (Shannon-Wiener -indeksi) ja parhaimmillaan 1 (eli maksimi) (PMA-indeksi) (taulukko 5). Indeksien luokittelutarkkuus siis parani suhteessa koko aineiston luokitteluun. Toisin sanoen luokitteluepävarmuus liittyi useimmiten vertailunäytteisiin. Koskipohjaeläimistön osalta oikeaan osuneen luokittelun todennäköisyys oli diversiteetti-indeksillä korkeampi kuin suvantonäytteissä, mutta oli muuten samaa luokkaa, eli huonoimmillaan 0.85 ja parhaimmillaan 0.94.

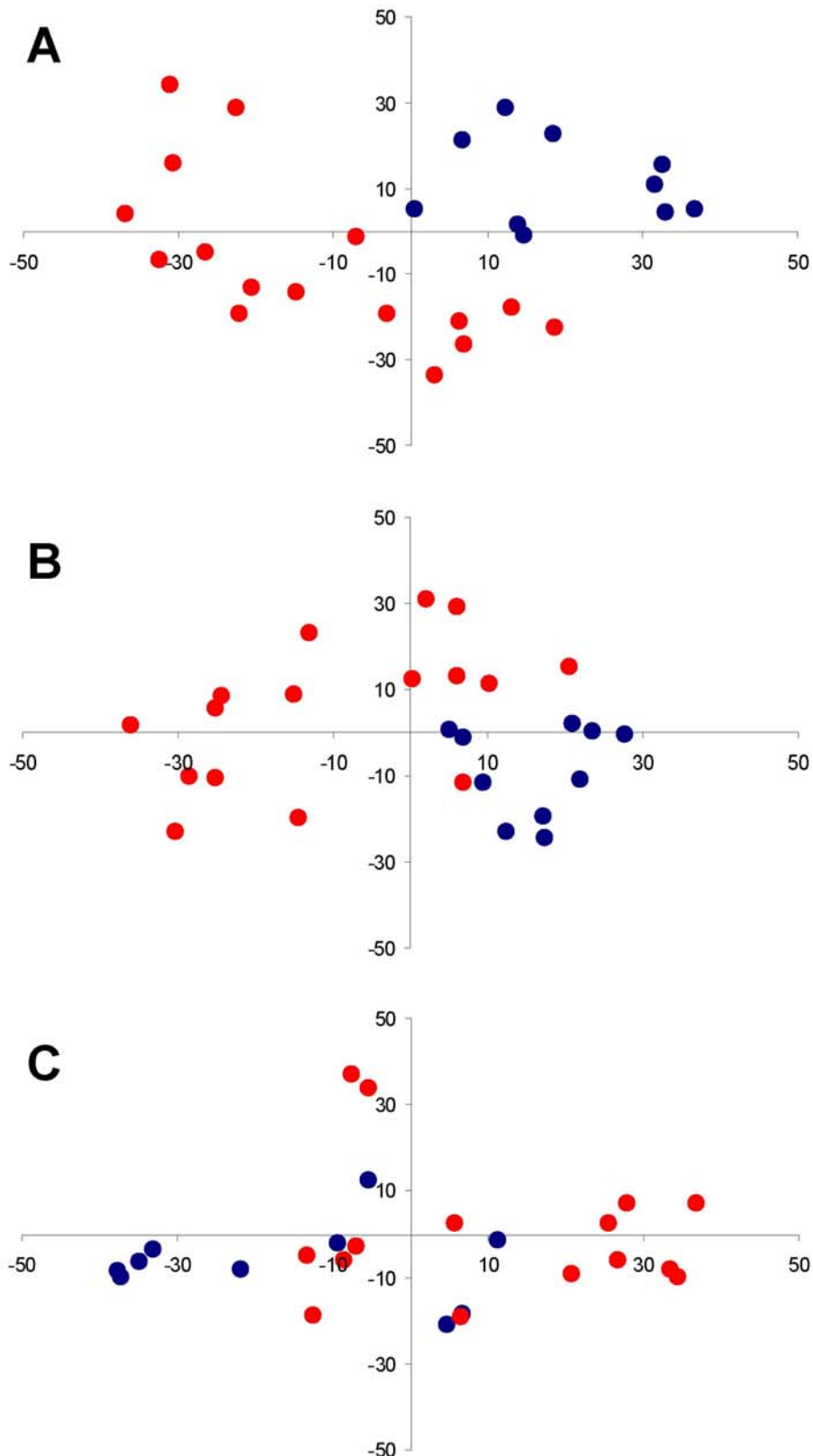
Taulukko 4. Ekologista tilaa mittaavien indeksien (i-iii) luokittelutarkkuus (oikein luokiteltujen näytteiden osuus %).

	Tyypille ominaiset taksonit	Suhteellinen mallinkaltaisuus (PMA)	Shannon-Wiener -indeksi
CPET (lajitaso)	85	96	62
CPET (sukutaso)	85	77	54
Koskinäytteet	88	85	85

Taulukko 5. Ekologista tilaa mittaavien indeksien (i-iii) todennäköisyys luokitella kuormitettujen jokien näytteet oikeaan ryhmään (true positive rate, TP).

	Tyypille ominaiset taksonit	Suhteellinen mallinkaltaisuus (PMA)	Shannon-Wiener -indeksi
CPET (lajitaso)	0.88	1	0.69
CPET (sukutaso)	0.94	0.88	0.69
Koskinäytteet	0.88	0.85	0.94

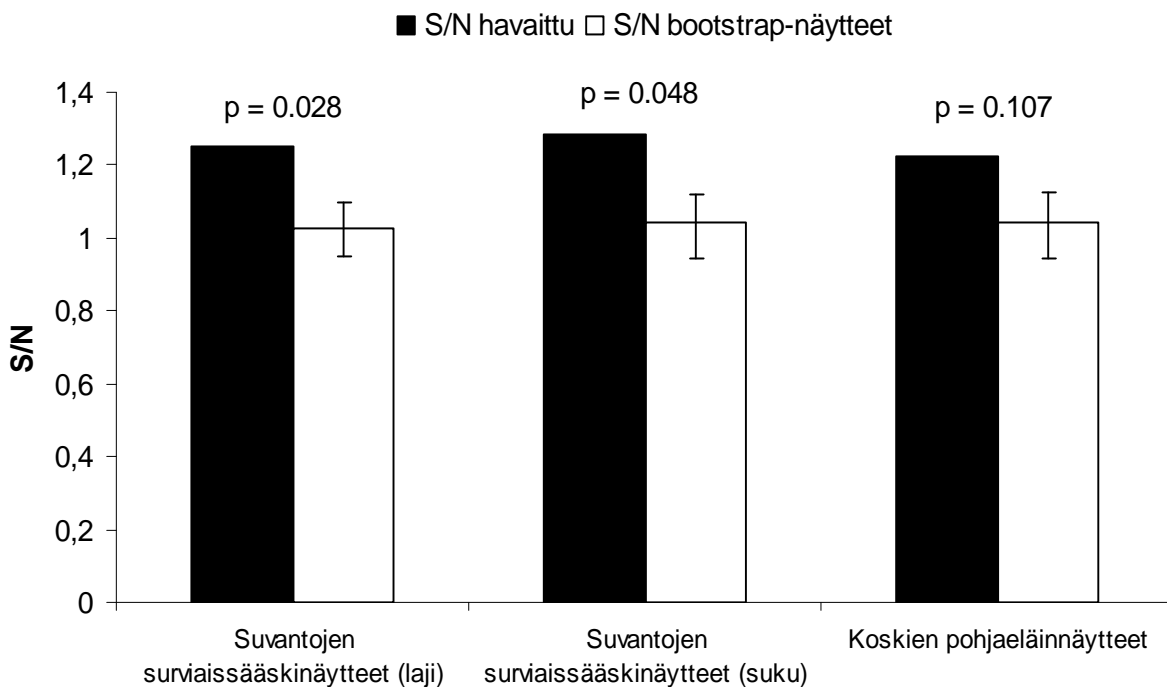
CAP-analyysissä kaksi ensimmäistä ordinaatioakselia selittivät yhteensä 37.3% suvantojen surviaissääskien lajiston vaihtelusta (kuva 5). Sukutason aineistossa vastaava luku oli hieman suurempi: 39.5%, joka viittasi pienempään satunnaisvaihteluun aineistossa (kuva 5). Permutaatiotestin perusteella erot vertailujokien ja kuormitettujen jokien lajistossa olivat tilastollisesti merkitsevät ($p = 0.0001$ kummassakin). Lajitason aineiston luokittelutarkkuus oli kuitenkin hieman parempi kuin sukutasolla (100% vs. 96.1%), tosin käytännössä ero johtui vain yhden kuormitetun näytepisteen sijoittumisesta vertailupisteiden ryhmään. CAP-ordinaation kaksi ensimmäistä akselia selittivät koskien pohjaeläinaineiston vaihtelusta yhteensä 39.1% (kuva 5). Koskipohjaeläimistön perusteella luokittelutarkkuus oli samaa luokkaa kuin sukutason surviaissääskiaineistossa, sillä oikein luokiteltuja näytteitä oli 96.1%. Myös koskinäytteiden osalta virhe aiheutui yhden kuormitetun näytepisteen sijoittumisesta vertailupisteiden ryhmään. Permutaatiotestin perusteella erot vertailupisteiden ja kuormitettujen näytepisteiden lajistossa olivat tilastollisesti merkitsevät ($p = 0.0001$). Näin ollen lajistokoostumukseen perustuva ordinaatio- ja erotteluanalyysi näytti olevan hieman luotettavampi luokittelumenetelmä kuin ekologisen tilan arviointiin käytetyt indeksit (i-iii). Vaikka suvanto- ja koskinäytteiden välillä ei ollutkaan luokittelutarkkuudessa juurikaan eroja, oli ryhmien erottelu CAP-ordinaatiossa kuitenkin parempi surviaissääskinäytteisiin perustuen (kuva 5).



Kuva 5. Vertailujokien (siniset pisteet) ja kuormitettujen jokien näytteiden (punaiset pisteet) sijoittuminen kaksiuotteiseen ordinaatioon suvantojen surviaissääskien (A = lajaineisto, B = sukutason aineisto) sekä koskien (kuva C) pohjaeläinten lajistokoostumuksen perusteella.

3.3 SIGNAALI VS. HÄIRIÖ (S/N)

Suvantojen surviaissääskiaineistossa signaalin ja häiriön välinen suhdeluku oli lajitason aineistossa 1.25, ja sukutasolla 1.28, eli signaalin voimakkuus ylitti häiriön voimakkuuden. Tilastollisen tarkastelun perusteella surviaissääskiaineiston S/N-suhdeluku oli sekä laji- että sukutasolla tilastollisesti merkitsevästi korkeampi kuin satunnaisesti poimittujen havaintojen (kuva 6). Koskinäytteiden havaittu S/N -suhdeluku (1.22) oli hieman matalampi kuin suvantoaineiston, mutta ero ei ollut suuri. Sen sijaan tilastollisen testin perusteella koskinäytteiden signaali/häiriö -suhdeluku ei ollut tilastollisesti merkitsevä (kuva 6). Näin ollen tutkimuksen 3. hypoteesi voitiin hylätä, ja todeta surviaissääskiaineiston signaali-häiriö -suhdeluvun olleen sekä laji- että sukutasolla määritystarkkuuksilla parempi kuin koskien pohjaeläinnäytteiden.



Kuva 6. Suvantojen surviaissääski- ja koskien pohjaeläinnäytteiden signaali-häiriö suhdeluku sekä vertailu satunnaisnäytteisiin (keskiarvo, ylä- ja alakvartiilit sekä testin p-arvo).

4 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen perusteella tutkittujen keskisuurten turvemaiden jokien surviaissääskilajisto oli varsin monimuotoinen (121 taksonia), ja se ylitti koskilta havaittujen pohjaeläintaksonien lukumäärän. Tulos olisi ollut sama vaikka kaksisiipiset ja harvasukamadot olisikin laskettu mukaan. Surviaissääskinäytteitä kerättiin vain kerran kesän aikana, joka kattoi oletettavasti n. 40% näytepisteiden lajistosta (Raunio ym. 2007a). Suvantojen surviaissääskien lajimäärä olikin todennäköisesti yli 200, kenties lähemmäs 300 lajia.

Näytepisteiden ekologisen tilan arviointi osoitti, että surviaissääskien poikkeuksellisesta lajirunsaudesta johtuen suvantojen monimuotoisuus oli systemaattisesti korkeampi kuin koskien. Surviaissääskien lajirunsaus oli myös kuormitetuilla näytepisteillä paikoin hyvin runsas, mikä johtui rehevöitymisestä/kuormituksesta hyötyvien lajien runsastumisella näillä näytepisteillä. Tässä tutkimuksessa vain n. 18% kuormitetuista näytepisteistä sijoittui suvantojen surviaissääskien ja koskien pohjaeläimistön monimuotoisuuden perusteella samaan tilaluokkaan. Tulokset tukevat aiempia tutkimuksia, joiden perusteella surviaissääskien lajirunsauden vaihtelu ei yleensä ole samankaltaista muihin pohjaeläinryhmiin nähden (mm. Heino ym. 2003). Tavoitetaksonomiaan perustuen erot kuormitettujen ja vertailujokien lajirunsaussuhteissa tulevat todennäköisesti herkemmin havaittua, mutta tällöin tulos ei kuvaa koko pohjaeläinyhteisön vastetta. Mikäli surviaissääskilajisto sivuutetaan monimuotoisuuteen perustuvassa tila-arvioinnissa, saatetaan kuormitetut joet arvioida todellista heikompaan tilaan.

Monimuotoisuusindeksistä poiketen lajistokoostumukseen ja lajien runsaussuhteisiin perustuvien indeksien tulokset eivät tilastollisesti eronneet koski- ja suvantoaineistojen välillä. Näidenkin indeksien osalta samaan tilaluokkaan sijoittui kuitenkin vain noin puolet näytepisteistä. Tosin useimmiten ero oli vain yhden tilaluokan verran. Suvantojen ja koskien lajistokoostumuksen ja lajimäärien vaihtelussa havaittiinkin kohtalainen, ja tilastollisesti merkitsevä korrelaatio. Tulos poikkeaa joistakin aiemmista tutkimuksista, joiden mukaan näytteenottoympäristö ei juuri vaikuta tilaluokitukseen (mm. Logana & Brooker 1983). Koska systemaattisia eroja koski- ja suvantoaineistojen välillä ei kuitenkaan havaittu, voidaan todeta, että suvantojen surviaissääskiyhteisöt eivät ilmentäneet koskien pohjaeläinlajistoon nähden systemaattisesti huonompaa ekologista tilaa. Sen sijaan suvantojen ja koskien tilaluokka eroaa lajistokoostumukseen perustuen n. 50% varmuudella ainakin yhden luokan verran, ja kumpi tahansa elinympäristö voi ilmentää toista huonompaa tai parempaa ekologista tilaa.

Tässä työssä käytetyistä ekologisen tilan mittareista suhteellinen mallinkaltaisuus (PMA) näytti erotteluvan luotettavimmin kuormitetut näytepisteet vertailujoista. Tosin tila-arviot olivat yhdenmukaisimmat tyyppiominaisiin taksoneihin perustuen. Indeksien väliset erot kuormitettujen näytepisteiden luokittelutarkkuudessa erosivat yleisesti ottaen melko vähän toisistaan. On huomattava, että aineisto jaettiin ennakkotiedon perusteella vain kahteen ryhmään (kuormitetut joet ja vertailujoet), ja oikean luokittelun todennäköisyys olisi ollut pienempi jos aineisto olisi jaettu luokittelun mukaisesti useampaan tilaluokkaan. Kaikkein paras luokittelutarkkuus saavutettiin kuitenkin lajistokoostumukseen perustuvan ordinaatio- ja erotteluanalyysi avulla. Ordinaatioanalyysi osoitti myös, että kuormitettujen ja vertailujokien väliset erot tulivat surviaissääskiaineistossa selvemmin esille. Tästä johtuen vain surviaissääskiaineiston signaali-häiriö –suhdeluku oli tilastollisesti merkitsevä. Käytännössä tällä erolla on merkitystä erityisesti silloin, kun pohjaeläinaineiston tulee luotettavasti erotella vertailujoet ja vain lievästi kuormitetuista joista.

Vaikka surviaissääskiin usein liitetäänkin lajiston epäennustettavuus ja muita pohjaeläinryhmiä sattumanvaraisempi yhteisörakenteen vaihtelu (mm. Rabeni & Wang 2001), näyttäisi tämä käsitys olevan osin virheellinen. Surviaissääskilajiston on havaittu vaihtelevan melko sattumanvaraisesti

esimerkiksi pienissä latvapuroissa (Heino 2005), mutta ne ovat myös elinympäristöinä hyvin epäennustettavia. Toisaalta surviaissääskilajiston on havaittu ilmentävän luotettavasti erilaisia ihmistoiminnan vaikutuksia vakaammassa ja ennustettavammassa ympäristössä, kuten järvillä ja suuremmilla joilla (mm. King & Richardson 2002, Raunio ym. 2007b, Raunio & Anttila-Huhtinen 2008), ja tämän tutkimuksen tulokset tukevat näitä havaintoja. Surviaissääskien monimuotoisuus sekä lajien erilainen vaste elinympäristön häiriöihin ja ihmistoiminnan vaikutuksiin saattaakin liittyä pitkälti niiden suhteellisen nopeaan elinkiertoon ja sopeutumiskykyyn, erilaisten elinympäristöjen tehokkaaseen kolonisointiin ja hyödyntämiseen, vähäiseen lajienväliseen kilpailuun sekä ravinnonottotapojen joustavuuteen (Raunio ym. 2010). Näistä eroista johtuen surviaissääskien lajistorakenteen ja monimuotoisuuden ennustaminen esim. muihin pohjaeläinryhmiin perustuen ei ole tuottanut tulosta (mm. Heino ym. 2003).

Yhteenvetona tutkimuksen tuloksista voidaan suvantojen surviaissääskien ja koskien pohjaeläinyhteisöjen todeta ilmentäneen hieman erilaista ekologista tilaa, mutta vain lajiston monimuotoisuuden suhteen tila-arvioiden ero oli systemaattisesti poikkeava. Lajistokoostumukseen ja lajien välisiin runsaussuhteisiin perustuen vertailujokien ja kuormitettujen jokien erot tulivat kutakuinkin yhtä tehokkaasti havaittua, ja myös oikeaan osuneen luokittelun todennäköisyys oli samaa luokkaa. Sukutason määritystarkkuus osoittautui surviaissääskien osalta lähes yhtä tehokkaaksi kuin alin mahdollinen taksonominen taso, ja sitä voitaisiin soveltaa jokien tarkkailuissa ja tila-arvioinneissa (ks. myös Raunio ym. 2007a). Sukutason määrittämisen etuna on nopeus ja helppous, sillä jo parin viikon harjoittelulla on mahdollista saavuttaa riittävä pätevyys, kun taas lajinmääritys vaatii selvästi pidempää harjaannusta.

Suvantojen ja niiden surviaissääskiyhteisöjen huomioiminen pohjaeläintarkkailuissa ja seurannoissa olisi luokitteluerot, surviaissääskien poikkeuksellinen monimuotoisuus ja suvantojen yleisyys huomioiden perusteltua. Jokien ekologisen tilan arvioinnissa ja luokittelussa olisi tällöin mahdollista ottaa huomioon eri elinympäristöistä saadut tulokset ja esim. painottaa tilaluokitusta eri elinympäristöjen yleisyyden tai peittävyuden mukaan. Surviaissääskien kotelonahkamenetelmä tarjoaa tällä hetkellä helpoimman ja kustannustehokkaimman mahdollisuuden selvittää surviaissääskien lajistokoostumusta. Lisäksi menetelmä soveltuu myös sellaisten elinympäristöjen, kuten rakennettujen jokien tai suvantojen tutkimiseen, joiden näytteenottoon perinteiset menetelmät eivät usein ole soveltuvia (Downes ym. 2003). Suomessa tällaisia jokia on paljon ja niihin kohdistuu seuranta- ja tarkkailupaineita. Jokien tarkkailuja ja tilanarviointia varten tarvitaankin lisää tietoa surviaissääskien lajistokoostumuksesta vertailuolujen kriteerit täyttäviltä joilta eri puolilta Suomea.

KIITOKSET

Tätä tutkimusta varten tekijät ovat saaneet rahoitusta Ähtävän-, Lapuan-, Perhon- ja Kyrönjoen rahastoilta sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry:ltä.

VIITTEET

Anderson, M. J. & Willis, T. J. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84: 511-525.

Brabec, K., Zahradkova, S., Nemejcova, D., Paril, P., Kokes, J. & Jarkovsky, J., 2004: Assessment of organic pollution effects considering differences between lotic and lentic stream habitats. *Hydrobiologia* 516: 331-346.

Brown, A., V. & Brussock, P. P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia* 220: 99-108.

Chessman, B., Williams, S. & Besley, C. 2007. Bioassessments of streams with macroinvertebrates: effect of sampled habitat and taxonomic resolution. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26: 546-565.

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.

Cohen, J. 1992. A power of primer. *Psychol. Bull.* 112: 155-159.

Downes, B., Barmuta, L. A., Fairweather, P. G., Faith, D. P., Keough, M. J., Lake, P. S., Mapstone, B. D. & Quinn, G. P., 2002. Monitoring ecological impacts. Concepts and practice in flowing waters. Cambridge University Press, Cambridge.

Heino J., Muotka T., Paavola R. & Paasivirta L. 2003. Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic groups? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1039-1049.

Heino J. 2005. Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, checkerboards and nestedness, or is there only randomness? *Ecol. Entomol.* 30: 590-599.

Heino J., Tolonen K. T., Kotanen J. & Paasivirta L. 2009: Indicator groups and congruence of assemblage similarity, species richness and environmental relationships in littoral macroinvertebrates. *Biodiv. Cons.* 18: 3085-3098.

Hämäläinen, H., Aroviita, J., Koskenniemi, E., Bonde, A. & Kotanen, J. 2007. Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4/2007.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375.

Kantola, L., Koskenniemi, E., Paavola, R. & Heikkinen, M. 2001: Ohjeita järvien ja jokien pohjaeläimistöseurannan näytteenottoon ja raportointiin. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Ympäristöopas 87.

Kerans, B. L., Karr, J. & Ahlstedt, S. A. 1992: Aquatic invertebrate assemblages: spatial and temporal differences among sampling protocols. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 11: 377-390.

King R. S. & Richardson C. J. 2002. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 21: 150-171.

Langton P. H., 1991: A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae. Privately published, Huntington, Cambridgeshire, UK.

Lenat, D. R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collections method for benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 222-233.

Logana, P. & Brookera, M. P. 1983: The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. *Water Res.* 17: 263-270.

Rabeni C. F. & Wang N. 2001. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the Chironomidae necessary? *Environ. Monit. Assess.* 71: 177-185.

Raunio, J. 2008: The use of Chironomid Pupal Exuvial Technique (CPET) in freshwater biomonitoring: applications for boreal rivers and lakes. Ph.D. thesis, Acta Universitatis Ouluensis, A500.

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.

Raunio J. & Anttila-Huhtinen M. 2008. Sample size determination for soft-bottom sampling in large rivers and comparison with the chironomid pupal exuvial technique (CPET). *River Res. Appl.* 24: 835-843.

Raunio, J., Heino, J. & Paasivirta, L. 2010 (käsikirjoitus). Non-biting midges in freshwater conservation and environmental assessment: redundant or groundlessly overlooked taxa?

Rehn, A. C., Ode, P. R. & Hawkins, C. P. 2007. Comparison of targetted-riffle and reach-wide benthic macroinvertebrate samples: implications for data sharing in stream-condition assessments. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 26: 332-348.

Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds.): *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London, 488 pp.

Ruse, L. 1993. Chironomid distribution in the River Pang in relation to environmental variables. Ph.D. Thesis. University of Bristol, 365 pp.

Schmid P. E. 1993. Random patch dynamics of larval Chironomidae (Diptera) in the bed sediments of a gravel stream. *Freshwat. Biol.* 30: 239-255.

Scullion, J., Parish, C. A., Morgan, R. & Edwards, R. W. 1982: Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles and pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid-Wales. *Freshwat. Biol.* 12: 579-595.

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.

Vinson, M. R. & Hawkins, C. P. 1996. Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 392-399.

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. Special Publication No. 13. The Freshwater Biological Association.

Liite 3. Kuormitettujen jokien näytepisteiden ekologinen tila suvantojen surviaissääski- ja koskien pohjaeläinyhteisöihin perustuen arvioituna (punainen = huono, oranssi = välttävä, vihreä = tyydyttävä, vaalean sininen = hyvä, tumman sininen = erinomainen).

Suvantojen surviaissääskinäytteet / koskien pohjaeläinnäytteet						
	Tyypilliset taksonit		Suhteellinen mallinkaltaisuus		Shannon-Wiener -indeksi	
Kyrönjoki						
Harjankoski	0,344	0,572	0,345	0,717	0,754	0,589
Malkakoski	0,285	0,311	0,343	0,387	0,633	0,369
Kirkonkoski	0,499	0,454	0,311	0,312	0,694	0,422
Hiirikoski	0,407	0,433	0,329	0,715	0,722	0,556
Kolkinkoski	0,482	0,458	0,370	0,460	0,661	0,566
Lapuanjoki						
Paasikkaankoski	0,742	0,324	0,596	0,321	1,034	0,314
Silvastforsen	0,436	0,408	0,428	0,465	0,549	0,454
Pikforsen	0,294	0,172	0,348	0,337	0,441	0,296
Ähtävänjoki						
Hjulfors	0,436	0,315	0,321	0,489	0,705	0,330
Smedsforsen	0,612	0,774	0,586	0,680	1,080	0,692
Pölsforsen	0,797	0,698	0,666	0,680	1,848	0,551
Bärklarsforsen	0,436	0,627	0,620	0,673	0,779	0,577
Perhonjoki						
Karjalankoski	0,793	0,778	0,675	0,871	1,637	1,174
Kuorikoski	0,541	0,727	0,405	0,564	0,740	0,694
Skataforsen	0,499	0,450	0,621	0,382	0,630	0,536
Murikankoski	0,667	0,538	0,555	0,553	1,801	0,434

Näytepisteiden ekologinen tila suvantojen surviaissääskilajiston (vasemmanpuoleiset pylväät) ja koskien pohjaeläimistön (oikeanpuoleiset pylväät) perusteella arvioituna. Pylväät kuvaavat eri indeksien (i-iii) keskiarvoa.

