

319

Anna Nöjd, Pirkko Kauppila ja Saara Bäck

Rannikkovesien ekologisen luokittelun perusteita  
– yhteenveto eurooppalaisista tyypittelyn,  
luokittelun ja seurannan ohjeistuksista



**319**

Anna Nöjd, Pirkko Kauppila ja Saara Bäck

Rannikkovesien ekologisen luokittelun perusteita  
– yhteenveto eurooppalaisista tyypittelyn,  
luokittelun ja seurannan ohjeistuksista

Julkaisu on saatavana myös Internetissä  
[www.ymparisto.fi/syke/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut)

ISBN 952-11-1936-5 (nid.)  
ISBN 952-11-1937-3 (PDF)  
ISSN 1455-0792

Painopaikka: Edita Prima Oy  
Helsinki 2005

# SISÄLLYS

Sisällys.....	3
<b>1. Johdanto.....</b>	<b>5</b>
<b>2. Biologiset ja ekologiset tekijät vesien tilan arvioimisessa.....</b>	<b>7</b>
<b>3. Vesipuitedirektiivi ja rannikkovesien ekologisen tilan luokittelu .....</b>	<b>9</b>
3.1 Luokittelun perusteet.....	9
3.2 Laatutekijät.....	12
3.3 Luokittelujärjestelmä.....	15
3.4 Ekologisen luokittelun aikataulu .....	16
<b>4. Vertailuolosuhteet .....</b>	<b>17</b>
4.1 Mitä ovat vertailuolosuhteet? .....	17
4.2 Vertailuolosuhteiden määrittelemiseen käytettävät menetelmät.....	19
4.3 Vertailuolosuhteiden asettaminen .....	21
<b>5. Luokittelun laadinta .....</b>	<b>23</b>
5.1 Ekologinen Laatusuhde (EQR) .....	23
5.2 Laatutekijöiden valitseminen seuranta- ja luokittelujärjestelmiin .....	24
5.3 Luotettavuustaso ja väärinluokittelun riski .....	26
5.4 Luokkarajojen asettaminen .....	27
5.5 Biologisia tekijöitä tukevat tekijät.....	29
<b>6. Interkalibrointi.....</b>	<b>33</b>
<b>Lähdeluettelo .....</b>	<b>35</b>
<b>Kuvailulehdet .....</b>	<b>38</b>



# 1. JOHDANTO

Euroopan Parlamentin ja Neuvoston Direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista on yritys uudistaa ja yhtenäistää Euroopan vesipolitiikkaa. Vesipuitedirektiivi asettaa uusia tavoitteita Euroopan pinta- ja pohjavesien tilalle ja tuo esille uusia menetelmiä ja prosesseja näiden tavoitteiden saavuttamiseksi. Direktiivin yleinen tavoite on saattaa kaikki vesimuodostumat hyvään kemialliseen ja ekologiseen tilaan vuoteen 2015 mennessä, ja estää vesien tilan huonontuminen nykyisestä. Ekologinen tila katsotaan hyväksi, jos biologisissa yhteisöissä on havaittavissa vain vähäisiä eroja luonnollisista yhteisöistä, joita alueella esiintyisi koskemattomissa, tai lähes koskemattomissa olosuhteissa. Kemiallinen tila arvioidaan hyväksi, jos pilaavien aineiden pitoisuudet ovat direktiivissä ja muussa lainsäädännössä mainittujen rajojen sisällä.

Vesipuitedirektiivi velvoittaa jäsenvaltiot selvittämään kaikkien vesiensä tilan ja esittämään sen kuuden vuoden välein vesienhoitoalueiden hoitosuunnitelmissa. Vesien tila luokitellaan perustuen hoitosuunnitelmakausien aikaisiin seurantaohjelmiin, joihin on pintavesien osalta kuuluttava ekologinen ja kemiallinen tila, ja voimakkaasti muutettujen tai keinotekoisien vesimuodostumien osalta ekologinen potentiaali, sekä siinä määrin kuin on yllä olevien kannalta tarpeellista, vesimäärä ja veden korkeus tai virtaama. Pintavesien kokonaistila määräytyy ekologisen ja kemiallisen tilan perusteella sen mukaan, kumpi näistä on huonompi. Ekologisen tilan seuranta on keskeisessä asemassa vesipuitedirektiivin tavoitteiden saavuttamisessa, koska sen mukaan hahmotetaan vesimuodostumissa esiintyvien ekosysteemien sen hetkinen tila, sekä vesiensuojelutoimenpiteiden toimivuus ja mahdollisten lisätoimenpiteiden tarve (Kallis & Butler, 2001).

Vesipuitedirektiivin myötä jokaisen EU:n jäsenmaan on kehiteltävä keskenään vertailukelpoiset direktiivin mukaiset luokittelu- ja seurantaohjelmit. Ekologista tilaa kuvaavien luokittelujärjestelmien ja seurantaohjelmien tulee olla valmiita vuoteen 2006 mennessä. Ensimmäisen kaikki vesienhoitoalueet kattavan luokittelun tulee olla valmis vuoteen 2009 mennessä, ja esiintyä tällöin julkaistavissa ensimmäisissä vesienhoitoalueiden hoitosuunnitelmissa.

Tämä raportti antaa ensin lyhyen yleiskatsauksen biologisten ja ekologisten arvojen käyttöön vesien tilan seurannassa ja sen jälkeen käsittelee vesipuitedirektiivin määräyksiä ja ohjeita luokittelujärjestelmän kehittämisestä ja toimeenpanosta, sekä EU:n työryhmien kantoja tulkinnanvaraisiin kohtiin direktiivissä. Tämä raportti on laadittu yhteistyössä ympäristöministeriön asettaman rannikkoasiantuntijaryhmän kanssa, liittyen ympäristöministeriön ryhmälle antamaan toimeksiantoon esittää rannikkovesien ekologisen luokittelun perusteet vuoden 2003 loppuun mennessä. Rannikkoryhmän jäseninä ovat toimineet seuraavat henkilöt:

Saara Bäck, Suomen ympäristökeskus (puheenjohtaja);  
Pentti Välipakka, Kaakkois-Suomen ympäristökeskus (varapuheenjohtaja);  
Johanna Rissanen, Suomen ympäristökeskus (sihteeri);  
Pentti Kangas, Suomen ympäristökeskus;  
Pirkko Kauppila, Suomen ympäristökeskus;  
Mikaela Ahlman, Uudenmaan ympäristökeskus;  
Ann-Britt Andersin, Merentutkimuslaitos;  
Mirja Heikkinen, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus;  
Eija Kirjavainen, Maa- ja metsätalousministeriö;  
Pasi Laihonen, Lounais-Suomen ympäristökeskus;  
Elina Leskinen, Oulun yliopisto;  
Annukka Puro-Tahvanainen, Lapin ympäristökeskus;

Hans-Göran Lax, Länsi-Suomen ympäristökeskus;  
Mikael Wennström, Ålands Landskapsstyrelse;  
Antti Lappalainen, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos;  
Erik Bonsdorff, Åbo Akademi.

Varsinaisten jäsenien ohella rannikkoryhmän työhön ovat osallistuneet myös Mi-  
ka Raateoja (Merentutkimuslaitos), Teija Kirkkala (Lounais-Suomen ympäristökes-  
kus), Eira Luokkanen (Lapin ympäristökeskus), Vincent Westberg (Länsi-Suomen  
ympäristökeskus), Jens Perus (Åbo Akademi).



## 2. BIOLOGISET JA EKOLOGISET TEKIJÄT VESIEN TILAN ARVIOIMISESSA

Vesistöjen tilan arvioinnit on perinteisesti tehty lähes yksinomaan veden kemiallisiin ja fysikaalisiin muuttujiin perustuen. Tulevaisuudessa vesiputedirektiivin toteuttamisen myötä tullaan kiinnittämään aikaisempaa enemmän huomiota vesistöjen biologisiin ja ekologisiin muuttujiin vesialueiden yleisen tilan arvioinneissa. Tämä johtuu siitä, että biologisten muuttujien avulla on mahdollista mitata ja arvioida ympäristöä pilaavien ja rehevöittävien aineiden vaikutuksia eliöyhteisöihin ja tutkia luonnossa tapahtuvia vuorovaikutussuhteita.

Biologiset muuttujat soveltuvat parhaiten kumulatiivisten, joko pitkäaikaisesta altistumisesta tai useiden kemikaalien yhteisvaikutuksesta johtuvien vaikutusten, sekä hajakuormituksen ja muiden vaikeasti määriteltävien saastelähteiden vaikutusten selvittämiseen (Roux ym., 1999; Jacobson, 2000). Tämän lisäksi ne toimivat myös välillisinä indikaattoreina kuvaten vesien kemiallisen tai fysikaalisen tilan heikkene mistä (Jacobson, 2000; Simon, 2000). Erilaisia biologisia indikaattoreita käytetään sekä vesistöjen tilan yleisarvioinneissa että mittaamaan tiettyjen vesistöön kohdistuvi en paineiden vaikutuksia. Biologiset indikaattorit antavat suoraa tietoa tietyn alueen biologisen yhteisön tilasta ja siinä tapahtuneista muutoksista, ja täten antavat myös konkreettista ja hallinnollisesti käyttökelpoista tietoa vesiensuojelutoimenpiteiden, kuten päästörajoitusten toimivuudesta (Borja ym., 2000; Simon, 2000).

Jokainen eliölaji reagoi sille ominaisella tavallaan elinympäristössä esiintyviin paineisiin. Tietoa näistä paine-vaikutus yhteyksistä voidaan käyttää erilaisten biologisten muuttujien valinnoissa silloin, kun halutaan havainnoida tiettyjen paineiden aiheuttamia vaikutuksia. Kasviplanktoniyhteisöjen koostumuksessa ja kestossa tapahtuneita muutoksia on käytetty hyväksi, kun arvioidaan rannikkovesien rehevöitymisen vaikutuksia ja luokitellaan vesistöjen rehevöitymistasoja (mm. Tsirtsis & Karydis, 1998; Danilov & Ekelund, 2001); samaan tarkoitukseen voidaan käyttää myös rannikkoal ueiden pohjakasvillisuutta (Panayotidis ym., 1999). Pohjaeläinyhteisöjen monimuotoisuuden ja lajikoostumuksen on todettu kuvastavan useiden eri pilaavien aineiden, kuten orgaanisen aineen (Grall & Glémarec, 1997; Borja ym., 2000), metallien (Olsgard, 1999) sekä öljyn ja synteettisten kemikaalien (McLusky & Martins, 1998) vaikutuksia. Tilanteissa, joissa eri lajien ja paineiden välillä on useita vuorovaikutussuhteita ja joissa lajit vaikuttavat sekä toisiinsa että pilaavien aineiden käyttäytymiseen, voi eri paineiden ja niiden aiheuttamien biologisten vaikutusten suorien paine-vaikutus yhteyksien osoittaminen olla vaikeaa (Jordan & Vaas, 2000).

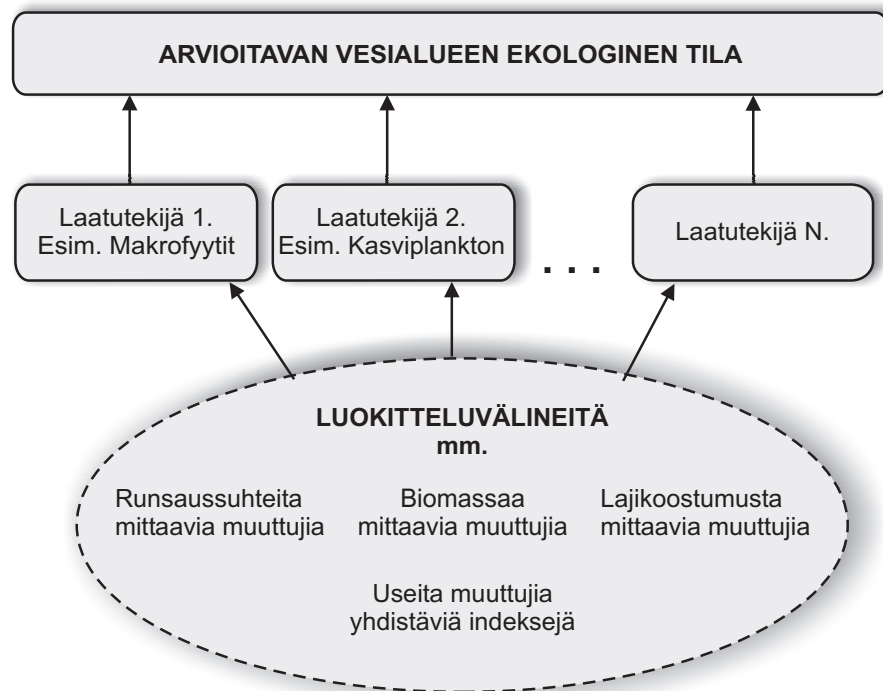
Käytännössä ekologisen tilan arvioinnit tehdään usein käyttämällä suhteellisen yksinkertaisia mittareita. Näitä ovat esimerkiksi lajien määrä, lajikoostumus ja runsaussuhteet, sekä erilaiset bioottiset indeksit, joiden arvoja verrataan mahdollisimman häiriintymättömiltä vesialueilta saatuihin arvoihin (Roux ym., 1999). Mikään yksittäistä ekosysteemin osaa mittaava menetelmä ei pysty tuottamaan riittävää yleiskuvaa vesialueen ekosysteemin tilasta. Useita muuttujia ja menetelmiä yhdistävät arviointi välineet, kuten bioottiset indeksit, taas yksinkertaistavat kaikkia mitattavia osa-alueita ja menettävät siten tarkkuuttaan. Tietyn vesialueen ekologisen tilan arviointiin parhaiten soveltuvien muuttujien ja menetelmien valinta onkin aina kompromissi (Simon, 2000). Useimmiten vesistöjen ekologista tilaa on arvioitu vain yhden biologisen tekijän, kuten kasviplanktonin biomassan tai pohjaeläinyhteisöjen rakenteen perusteella.

Vesistöalueiden hoidossa ja hallinnossa ekosysteemin toimivuus on usein mainittu tavoitteeksi, johon pitäisi pyrkiä, tai joka pitäisi vesienhoidon ja –suojelutoimenpitein

kyetä ylläpitämään. Ekologinen tila luokitellaan usein ennalta määrättyihin laatuluokkiin, jotta tieto ekologisesta tilasta olisi mahdollisimman käyttökelpoista päätösten tekoon hallinnollisella tasolla. Luokittelujärjestelmät voivat koostua useista tasoista, joiden kautta erilaisten luokitteluvälineiden antama tieto valituista ekosysteemin osista yhdistetään yhdeksi luokaksi tietylle vesistölle (Kuva 2.1.).

- **Luokitteluväline** on mittari, joka kuvastaa tietyn laatutekijän kvalitatiivista tai kvantitatiivista arvoa. Tällaisia voivat olla esimerkiksi lajirikkaus, tietyn lajin läsnäolo tai runsaus, tai useisiin muuttujiin perustuva indeksi kuten monimuotoisuusindeksi.
- **Luokittelujärjestelmä** yhdistää luokitteluvälineiden tuottaman tiedon yhdeksi luokka-arvoksi, esimerkiksi:
  - summaamalla kaikkien luokitteluvälineiden tuottamat arvot,
  - käyttämällä jonkinlaista pisteytysjärjestelmää,
  - antamalla kullekin mitattavista ekosysteemin eri osista oma luokka erillisten luokitteluvälineiden arvojen perusteella ja osoittamalla vesimuodostuman luokaksi ylin arvo, johon KAIKKI ekosysteemin osat yltävät (Holmes, 1995); tai
  - käyttäen erilaisia fysikaalis-kemiallisia ja biologisia laatutekijöitä ja niitä yhdistelevää ja painottavaa indeksijärjestelmää (Yoder & Rankin, 1999; Gibson ym., 2000).

Useimmat luokittelujärjestelmät sisältävät myös asiantuntija-arvioihin perustuvia osioita, erityisesti silloin, kun luokitteluun sisältyy kvalitatiivisten tekijöiden arviointia.



Kuva 2.1 Yleistetty luokittelujärjestelmäkaavio.

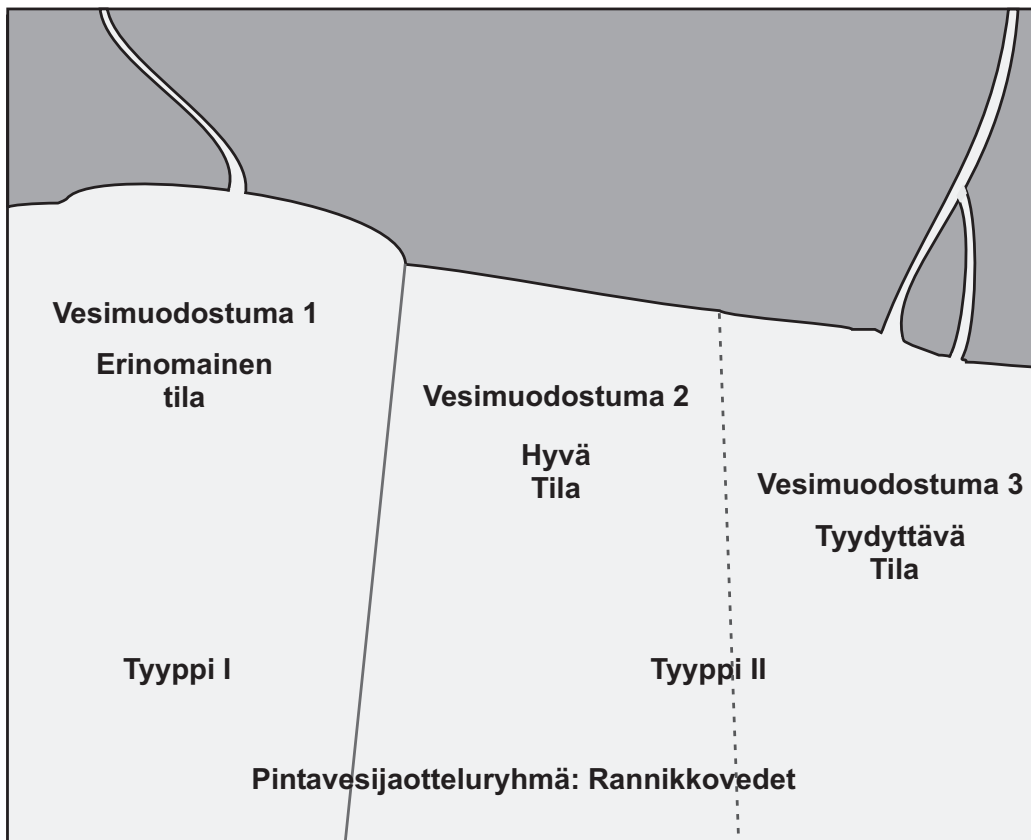
### 3. VESIPUITEDIREKTIIVI JA RANNIKKOVESIEN EKOLOGISEN TILAN LUOKITTELU

*Vesipuitedirektiivin artikla 2(21): " 'Ekologisella tilalla' tarkoitetaan pintavesiekosysteemien rakenteen ja toiminnan kuvaamista liitteen V mukaisesti luokiteltuna. "*

#### 3.1 Luokittelun perusteet

Kun pintavedet on ensin jaettu pintavesijaotteluryhmiin (joet, järvet, jokisuiden vaihtumisalueet ja rannikkovedet) ja sen jälkeen niiden sisällä tyyppeihin, voidaan tyyppi vielä jakaa erillisiin vesimuodostumiin (Kuva 3.1.). Vesipuitedirektiivin mukainen ekologisen tilan luokittelu ja sitä seuraavat vesienhoitotoimenpiteet tehdään vesimuodostumien tasolla. Vesimuodostuman tulee olla "erillinen" ja "merkittävä" osa pintavedestä, ja sille täytyy voida antaa yksi kattava luokka sen ekologisen tilan mukaan. Erillisyyden ja merkittävyyden toteutumiseksi

- vesimuodostumien rajaukset eivät saa olla hallinnollisia jakoja, esimerkiksi kuntarajoja rannikkovesissä
- vesimuodostumat eivät saa olla päällekkäisiä,
- vesimuodostumat eivät saa koostua useammasta osasta, jotka eivät ole yhteydessä toisiinsa (D'Eugenio ym., 2002).



Kuva 3.1 Rannikkovesien jako tyyppeihin ja vesimuodostumiin

Tyyppi voidaan jakaa vesimuodostumiin joko morfologisten tai veden laadun erojen perusteella. Vesialueen maantieteellisillä ja hydromorfologisilla ominaisuuksilla voi olla suuri vaikutus siinä esiintyviin ekosysteemeihin ja siihen, minkälainen vaikutus ihmisen toiminnalla on näihin ekosysteemeihin. Päätyypistä morfologialtaan selkeästi eroavat osat voidaan määritellä omiksi vesimuodostumiksi (D'Eugenio ym., 2002). Rannikkovesissä tähän kategoriaan voisivat kuulua esimerkiksi kynnysten tai saarien puoliksi sulkevat estuaarit, joiden vedenvaihto läheisten rannikkovesialueiden kanssa on rajoittunut.

Vesimuodostuma täytyy olla mahdollista sijoittaa kokonaisuudessaan yhteen ekologiseen laatuluokkaan. Jos rannikkovesityypin joissain osissa veden laatu on tunnistetun ympäristöpaineen (Tietolaatikko 1.) vuoksi huonompi kuin muissa kyseisen tyyppin osissa, vesialue voidaan jakaa useampaan vesimuodostumaan, joille kullekin annetaan omat luokkansa. Ellei paineen vaikutusta voida havaita, ei vesialuetta tarvitse jakaa (CIS2.4, 2003). Alkuvaiheessa jäsenvaltioilla ei ole riittävästi tietoa veden laadusta, jotta jako vesimuodostumiin voisi perustua varsinaisiin laatutekijöihin, sen sijaan jako voidaan tehdä ympäristöpaineiden tarkastelussa ilmenneiden tekijöiden perusteella. Kun veden laadusta saadaan lisää tietoa, vesimuodostumien rajat voidaan tarkistaa (D'Eugenio ym., 2002). Vesimuodostumien jako tarkistetaan joka tapauksessa kuuden vuoden välein vuodesta 2013 lähtien, jolloin hyvän tilan saavuttaneet, aiemmin huonompaan tilaan luokitellut vesimuodostumat voidaan liittää viereisiin hyvään tilaan luokiteltuihin vesimuodostumiin, uusia vesimuodostumia voidaan nimetä, ja vesimuodostumien rajoja siirtää.

#### **TIETOLAATIKKO 1. PAINEIDEN TUNNISTAMINEN**

Vesipuidedirektiivin liitteen II kohdassa 1.4 annetaan ohjeet paineiden tunnistamiseen. Jäsenvaltioiden on kerättävä ja ylläpidettävä tietoja kunkin vesienhoitoalueen pintavesille ihmistoiminnasta mahdollisesti aiheutuvien merkittävien paineiden tyyppistä ja suuruudesta. Tällaisia paineita ovat yhdyskunnista, teollisuudesta, maataloudesta ja muista laitoksista ja toiminnoista peräisin olevat, erityisesti direktiivin liitteen VIII mainitsemien merkittävimpien pilaavien aineiden aiheuttamat, piste- ja hajakuormitus, sekä merkittävä vedenotto tai säännöstely.

Rannikkovesille on direktiivissä laadittu lista biologisista laatutekijöistä ja niitä tukevista hydrologis-morfologisista ja fysikaalis-kemiallisista laatutekijöistä, jotka parhaiten kuvastavat kyseisen pintavesijaotteluryhmän ekologista tilaa, ja joiden perusteella rannikon vesimuodostumien ekologinen tila luokitellaan yhteen seuraavista viidestä luokasta:

**Erinomainen tila:** pintavesimuodostumatyyppin fysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten laatutekijöiden arvoissa ei ole lainkaan tai on hyvin vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia verrattuna niihin arvoihin, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin oloihin. Pintavesimuodostumatyyppin biologisten laatutekijöiden arvot vastaavat kyseiseen pintavesimuodostumatyyppiin häiriintymättömissä olosuhteissa tavallisesti liitettyjä arvoja, ja niissä ei ole lainkaan tai on hyvin vähän merkkejä muutoksista. Yhteisöt ja olot ovat tyyppille ominaiset.

**Hyvä tila:** Kyseistä pintavesimuodostumatyyppiä koskevat biologisten laatutekijöiden arvot osoittavat merkkejä ihmistoiminnasta johtuvista vähäisistä muutoksista, mutta eroavat ainoastaan vähän niistä arvoista, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin.

**Tyydyttävä tila:** Kyseistä pintavesimuodostumatyyppiä koskevat biologisten laatutekijöiden arvot eroavat kohtalaisesti niistä, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin. Arvot osoittavat kohtalaisesti ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia, ja ne ovat muuttuneet selvästi enemmän kuin hyvää tilaa vastaavissa olosuhteissa.

**Välttävä tila:** Pintavesimuodostumatyyppin biologisten laatutekijöiden arvoissa ilmenee suurehkoja muutoksia ja eliöyhteisöt eroavat merkittävästi niistä, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin.

**Huono tila:** Pintavesimuodostumatyyppin biologisten laatutekijöiden arvoissa ilmenee vakavia muutoksia ja suuri osa eliöyhteisöistä, jotka tavallisesti liitetään kyseisen pintavesimuodostumatyyppin häiriintymättömiin olosuhteisiin puuttuvat kokonaan.

Keinotekoisten ja voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien kohdalla luokittelu tehdään muutoin samoin perustein, paitsi että ne luokitellaan ekologisen potentiaalin perustella. Ekologinen potentiaali on keinotekoisissa tai voimakkaasti muutetuissa oloissa mahdollinen ekologinen tila. Erinomaisen tilan vastine on paras mahdollinen ekologinen potentiaali, jonka saavuttaakseen vesimuodostuman laatutekijöiden arvojen tulisi vastata mahdollisimman hyvin lähimmän vastaavan pintavesimuodostumatyyppin arvoja, ottaen kuitenkin huomioon vesimuodostuman keinotekoisista tai voimakkaasti muutetuista ominaispiirteistä johtuvat olot.

Kaikkien vesimuodostumien tila raportoidaan vesipiirien hoitosuunnitelmissa, joista ensimmäisten tulee olla valmiita vuoteen 2009 mennessä, ja jotka uusitaan kuuden vuoden välein. Pintavesimuodostumien tila esitetään näissä hoitosuunnitelmissa kartoilla käyttäen direktiivissä osoitettuja luokittelun värikoodoja (Taulukko 3.1). Keinotekoisten ja voimakkaasti muutettujen vesimuodostumien osalta kaksi ylintä luokkaa, "paras mahdollinen" ja "hyvä" ekologinen potentiaali esitetään yhdistetysti nimikkeellä "hyvä ja sen ylittävä ekologinen potentiaali". Lisäksi sellaiset vesimuodostumat, jotka eivät saavuta hyvää tilaa johtuen siitä, ettei jonkun yksilöidyn pilaaavan aineen pitoisuus saavuta sille asetettua kansallista laatustandardia, on merkittävä kartalle mustalla pisteellä.

*Taulukko 3.1 Luokittelun esittämiseen käytettävät värikoodit pintavesimuodostumien ekologiselle tilalle sekä voimakkaasti muutettujen ja keinotekoisten vesimuodostumien ekologiselle potentiaalille*

Luokka	Värikoodi		
	Vesimuodostumat	Keinotekoiset vesimuodostumat	Voimakkaasti muunnetut vesimuodostumat
Erinomainen	Sininen	Ei eritelty	Ei Eritelty
Hyvä	Vihreä	Samanlevyiset vihreät ja vaaleanharmaat raidat	Samanlevyiset vihreät ja tummanharmaat raidat
Tyydyttävä	Keltainen	Samanlevyiset keltaiset ja vaaleanharmaat raidat	Samanlevyiset keltaiset ja tummanharmaat raidat
Välttävä	Oranssi	Samanlevyiset oranssit ja vaaleanharmaat raidat	Samanlevyiset oranssit ja tummanharmaat raidat
Huono	Punainen	Samanlevyiset punaiset ja vaaleanharmaat raidat	Samanlevyiset punaiset ja tummanharmaat raidat

## 3.2 Laatutekijät

Kaikille pintavesijaotteluryhmille on määritelty luokittelussa käytettävät laatutekijät. Rannikkovesien luokittelussa tulee vesipuitedirektiivin mukaan käyttää seuraavia laatutekijöitä (Direktiivin liite V, kohta 1.1.4):

### **Biologiset tekijät:**

- kasviplanktonin koostumus, runsaussuhteet ja biomassa;
- muun vesikasvillisuuden koostumus ja runsaussuhteet;
- pohjaeläimistön koostumus ja runsaussuhteet.

### **Biologisia tekijöitä tukevat hydrologis-morfologiset tekijät:**

- morfologiset tekijät:
  - syvyyden vaihtelu;
  - pohjan rakenne ja laatu rannikolla;
  - vuorovesivyöhykkeen rakenne;
- vuorovesi:
  - päävirtausten suunta;
  - aaltojen vaikutus.

### **Biologisia tekijöitä tukevat kemialliset ja fysikaalis-kemialliset tekijät:**

- yleiset tekijät:
  - näkösyvyys;
  - lämpöolot;
  - happitilanne;
  - suolaisuus;
  - ravinneolot;
- erityiset pilaavat aineet:
  - prioriteettiaineiksi määriteltyjen aineiden vesimuodostumaan päästämisestä aiheutuva pilaantuminen;
  - muiden aineiden merkittävästä vesimuodostumaan pääsemisestä aiheutuva pilaantuminen.

Taulukossa 3.2 tekijät on jaettu varsinaisiin laatutekijöihin ja niitä kuvaaviin muuttujiin (Direktiivin liite V, kohta 1.2.4). Biologisia laatutekijöitä on kolme: (1) kasviplankton, (2) makrofytyt, sekä (3) pohjaeläimistö, joita kuvaamaan käytetään niiden lajikoostumusta ja runsaussuhteita, sekä kasviplanktonin osalta biomassaa. Biologisia laatutekijöitä tukevia hydrologis-morfologisia tekijöitä on kaksi: (1) vuorovesijärjestelmä, joka Itämeren vuorovedettömissä olosuhteissa sisältää päävirtaus-suunnat, sekä (2) morfologiset tekijät, jota kuvaamaan käytetään muun muassa syvyyden vaihtelua, sekä pohjan rakennetta ja laatua. Biologisia laatutekijöitä tukevia fysikaalis-kemiallisia tekijöitä on kaksi pääryhmää: (1) yleiset kemialliset tekijät, joihin sisältyvät esim. ravinne- ja happipitoisuus, sekä (2) yksilöidyt pilaavat aineet, jotka on jaettu nimellisesti yksilöidyiksi synteettisiksi ja ei-synteettisiksi pilaaviksi aineiksi.

Kyseisen listan yksilöidyt pilaavat aineet on rannikkovesiä koskevassa ohjeistuksessa nähty koostuvaksi sellaisista direktiivissä mainituista kemikaaleista, joita ei ole jo luettu kemiallisen tilan luokittelun piiriin (CIS2.4, 2003). Tällaisia ovat muun muassa sellaiset pilaavat aineet, joille ei ole vielä asetettu Euroopan kattavia laatustandardeja, tai muut sellaiset aineet, joita päästetään ympäristöön suurissa määrissä. Kaikkien jäsenmaiden tulee asettaa kansalliset laatustandardit kyseisille aineille (katso direktiivin liite VIII, kohta 1.9). Ilmaisun "yksilöidyt" pilaavat aineet on tässä yhteydessä tulkittu merkitsevän rajoitettua määrää paineiden tunnistamisen yhteydessä valittuja, vain kansalliset laatustandardit omaavia kemikaaleja. Kun tietylle pilaavalle aineelle asetetaan Euroopan kattavat laatustandardit, se siirtyy kemiallisen tilan luokittelun alle (CIS2.3, 2003; CIS2.4, 2003).

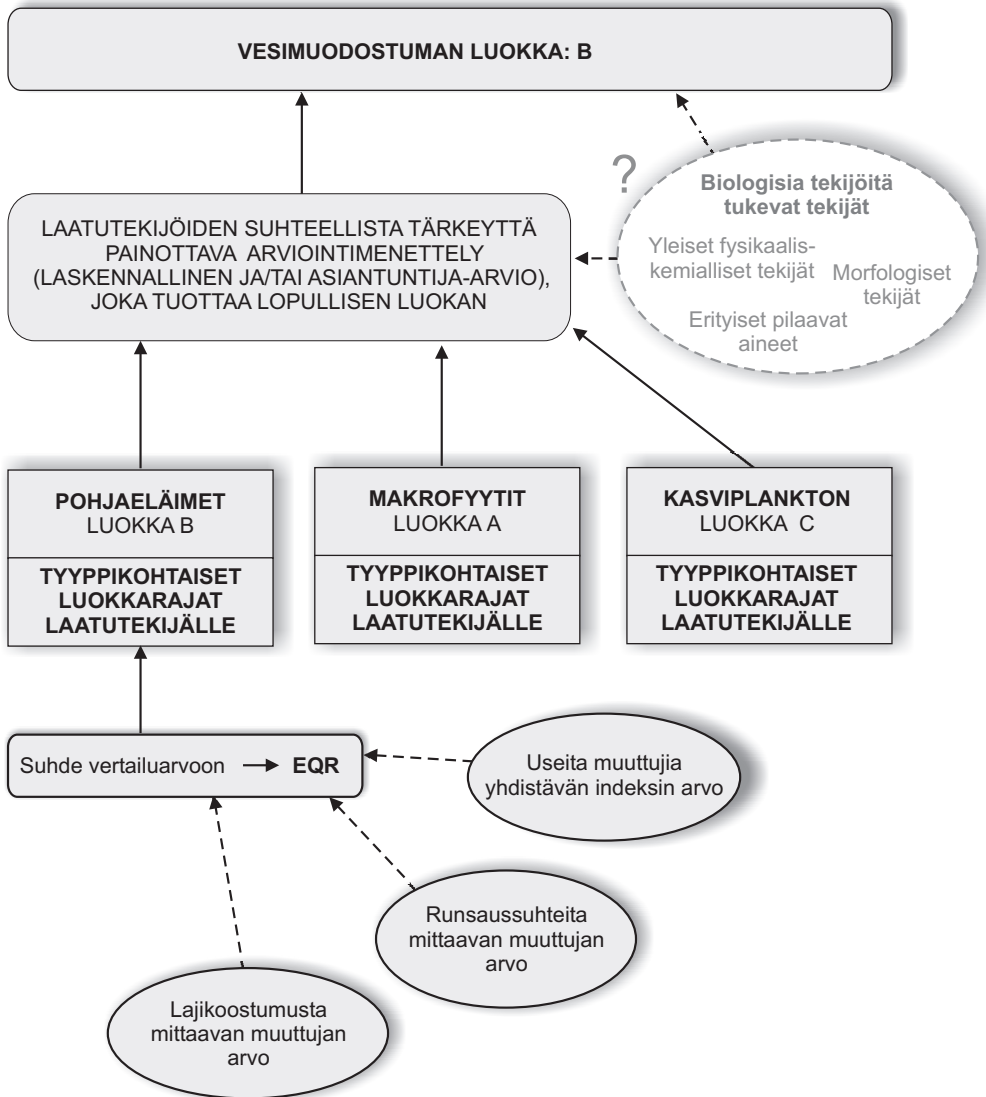
Tekijä	Erinomainen tila	Hyvä tila	Tyydyttävä tila
<b>Biologiset tekijät</b>			
Kasviplankton	<p>Kasviplanktonin taksonikoostumus ja runsaussuhteet vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita.</p> <p>Kasviplanktonin keskimääräinen biomassa vastaa tyyppille ominaisia fysikaalis-kemiallisia olosuhteita, eikä se muuta merkittävästi tyyppille ominaisia näkösyvyyksiä.</p> <p>Plankton kukintojen esiintymistiheys ja voimakkuus vastaavat tyyppille ominaisia fysikaalis-kemiallisia olosuhteita.</p>	<p>Kasviplankton taksoneissa ja niiden runsaussuhteissa esiintyy vähäisiä muutoksia.</p> <p>Vähäisiä muutoksia biomassassa verrattuna tyyppille ominaisiin olosuhteisiin. Kyseiset muutokset eivät osoita lisääntyntä levien kasvua, joka johtaisi ei-toivottuihin muutoksiin vesieliöstössä tai veden laadussa.</p> <p>Vähäistä lisääntymistä voi ilmetä kukintojen esiintymistiheydessä ja voimakkuudessa verrattuna tyyppille ominaiseen tilanteeseen.</p>	<p>Plankton taksoneissa ja niiden runsaussuhteissa esiintyy kohtalaisesti muutoksia.</p> <p>Levien biomassa ylittää selvästi tyyppille ominaiset rajat ja voi vaikuttaa muihin biologisiin laatutekijöihin.</p> <p>Kohtalaista lisäystä planktonkukintojen esiintymistiheydessä ja voimakkuudessa. Pitkäaikaisia kukintoja voi esiintyä kesäkuukausina.</p>
Makrolevät ja koppisiemeniset kasvit	<p>Kaikkia muutosherkkiä tyyppille ominaisia makrolevien ja koppisiemenisten taksoneita esiintyy.</p> <p>Makrolevien peittävyys ja koppisiemenisten runsaussuhteet vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita.</p>	<p>Useimpia muutosherkkiä tyyppille ominaisia makrolevien ja koppisiemenisten taksoneita esiintyy.</p> <p>Makrolevien peittävyudessa ja koppisiemenisten runsaussuhteissa on vähäisiä muutoksia.</p>	<p>Kohtalaisen monta muutosherkkiä tyyppille ominaista makrolevien ja koppisiemenisten taksoneita puuttuu.</p> <p>Makrolevien peittävyys ja koppisiemenisten runsaussuhteet ovat kohtalaisesti muuttuneet. Tästä voi aiheutua ei-toivottuja muutoksia vesieliöstössä.</p>
Pohjaeläimet	<p>Pohjaeläimistön monimuotoisuus ja runsaussuhteet vaihtelevat sellaisissa rajoissa, jotka tavallisesti liitetään häiriintymättömiin olosuhteisiin.</p> <p>Kaikkia häiriintymättömille oloille tyyppillisiä muutosherkkiä taksoneita esiintyy.</p>	<p>Pohjaeläimistön monimuotoisuus ja runsaussuhteet ovat lievästi muuttuneet tyyppille ominaisesta tilanteesta.</p> <p>Useimpia tyyppille ominaisia, muutosherkkiä taksoneita esiintyy.</p>	<p>Pohjaeläimistön monimuotoisuus ja runsaussuhteet ovat kohtalaisesti muuttuneet tyyppille ominaisesta tilanteesta.</p> <p>Pilaantumista ilmentäviä taksoneita esiintyy.</p> <p>Monia tyyppille ominaisia, muutosherkkiä taksoneita puuttuu.</p>

Tekijä	Erinomainen tila	Hyvä tila	Tyydyttävä tila
<b>Hydrologis-morfologiset tekijät</b>			
Vuorovesijärjestelmä	Suolattoman veden virtaukset sekä päävirtausten suunta ja nopeus vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita.	Vallitsevat olot eivät haittaa biologisten laatutekijöiden edellä määriteltyjen arvojen saavuttamista.	Vallitsevat olot eivät haittaa biologisten laatutekijöiden edellä määriteltyjen arvojen saavuttamista.
Morfologiset tekijät	Syvyyden vaihtelu, pohjan rakenne ja laatu sekä vuorovesivyöhykkeen rakenne ja olosuhteet vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita.	Vallitsevat olot eivät haittaa biologisten laatutekijöiden edellä määriteltyjen arvojen saavuttamista.	Vallitsevat olot eivät haittaa biologisten laatutekijöiden edellä määriteltyjen arvojen saavuttamista.
<b>Fysikaalis-kemialliset tekijät</b>			
Yleiset olosuhteet	<p>Fysikaalis-kemialliset tekijät vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita.</p> <p>Ravinnepitoisuudet vaihtelevat sellaisissa rajoissa, jotka tavallisesti liitetään häiriintymättömiin olosuhteisiin.</p> <p>Lämpötila, happitasapaino ja näkösyvyys eivät osoita ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia ja vaihtelevat sellaisissa rajoissa, jotka tavallisesti liitetään häiriintymättömiin olosuhteisiin.</p>	<p>Lämpötila, happitasapaino ja näkösyvyys eivät ylitä rajoja, jotka on määritelty varmistamaan tyypille ominainen ekosysteemin toiminta ja edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttaminen.</p> <p>Ravinne pitoisuudet eivät ylitä tasoja, jotka on määritelty varmistamaan tyypille ominainen ekosysteemin toiminta ja edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttaminen.</p>	Vallitsevat olot eivät haittaa edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttamista
Yksilöidyt synteettiset pilaavat aineet	Pitoisuudet ovat lähellä nollaa ja ainakin pienempiä kuin edistyneimmillä yleisesti käytettävillä analysointiteknikoilla voidaan havaita.	Pitoisuudet eivät ylitä direktiivin 1.2.6 kohdassa yksilöidyn menetelmän mukaisesti asetettuja normeja, tämän kuitenkaan rajoittamatta direktiivin 91/414/EY ja direktiivin 98/8/EY soveltamista (<EQS)	Vallitsevat olot eivät haittaa edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttamista
Yksilöidyt ei-synteettiset pilaavat aineet	Pitoisuudet pysyvät sellaisissa rajoissa, jotka tavallisesti liitetään häiriintymättömiin olosuhteisiin (taustapitoisuus =bgl)	Pitoisuudet eivät ylitä direktiivin 1.2.6 kohdassa yksilöidyn menetelmän mukaisesti asetettuja normeja, tämän kuitenkaan rajoittamatta direktiivin 91/414/EY ja direktiivin 98/8/EY soveltamista (<EQS)	Vallitsevat olot eivät haittaa edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttamista



### 3.3 Luokittelujärjestelmä

Direktiivin mukaisessa pintavesien luokittelujärjestelmässä kaikkien, tiettyä vesimuodostumatyyppiä koskevien laatutekijöiden tila arvioidaan erikseen käyttämällä kullekin laatutekijälle valittuja muuttujia, minkä mukaan kyseinen laatutekijä asetetaan laatuluokkaan vertaamalla tekijän havaittuja arvoja tyyppikohtaisten vertailuolosuhteiden vastaaviin arvoihin. Vesimuodostuman ekologinen luokka määräytyy erillisten laatutekijöiden saavuttamien luokkien perusteella (Kuva 3.2).



Kuva 3.2 Mahdollinen toteutustapa vesipuitedirektiivin luokittelujärjestelmälle vuoden 2004 lopun tilanteessa. Keskustelu luokittelun lopullisesta toteutustavasta on kuitenkin vielä kesken.

Direktiiviä sananmukaisesti tulkittaessa tulisi luokittelussa noudattaa niin sanottua "One-out-all-out" periaatetta, jonka mukaan arvioitavan vesimuodostuman kokonaisluokaksi tulisi alin yksittäisen laatutekijän saavuttama luokka, siis korkein luokka jonka kaikki laatutekijät saavuttavat. Kyseistä periaatetta on arvosteltu epärealistiseksi, ja sen sanamukaisen tulkinnan on koettu voivan aiheuttaa suuntaan tai toiseen tarkoitushakuista tuloksien tulkintaa. Eräiden ehdotusten mukaan luokan tulisi mieluummin määräytyä sille tasolle, johon esimerkiksi 75% kaikkien laatutekijöiden muuttujien arvoista yltää (Kairesalo & Nykänen, 2002).

Rannikkovesien yleistä tyypittelyä ja luokittelua koskevassa ohjeistuksessa suositellaan, että "one-out-all-out" tulkitaan merkitsemään sitä, että vesimuodostuman luokaksi tulee alempi kemiallisesta luokittelusta ja ekologisesta luokittelusta saaduista arvoista (CIS2.4, 2003). Tämä merkitsisi sitä, että vesimuodostuman ekologista luokkaa annettaessa voidaan huomioida eri laatutekijöiden merkitys kyseisen tyypin ekologiassa. EU:n luokittelukysymyksiä pohtinut ECOSTAT-työryhmä on luokittelua koskevassa ohjeistuksessaan kuitenkin päätenyt suositteluun alkuperäisen "one-out-all-out" periaatteen sisällyttämistä luokitteluun sellaisenaan (ECOSTAT, 2003). Keskustelua "one-out-all-out" periaatteen käytöstä ja sen seuraamuksista käydään kuitenkin edelleen.

### 3.4 Ekologisen luokittelun aikataulu

Vesipuitedirektiivin tavoitteena on saavuttaa hyvä kemiallinen ja ekologinen tila vuoteen 2015 mennessä. Vuonna 2000 voimaan tullessa direktiivissä on mainittu useita välitavoitteita direktiivin eri osioiden täytäntöönpanossa. Taulukko 3.3 sisältää ekologisen luokittelun osalta merkittäviä osia direktiivin toteuttamisaikataulusta.

*Taulukko 3.3 Ekologisen luokittelun aikataulu.*

Vuosi	Toimenpiteet
2003	Interkalibrointiverkon paikkarekisteriluonnoksen tulee olla valmis
2004	Interkalibrointiverkon lopullisen paikkarekisterin tulee olla valmis Tyypin vertailuolosuhteet täytyy olla määritelty
2006	Seurantaohjelmat käynnistettävä Interkalibrointimenettelyn tulee olla saatettu päätökseen ja komissio julkaisee interkalibroinnin tulokset sekä jäsenvaltioiden seurantajärjestelmien luokitteluille määritellyt arvot.
2008	Ensimmäiset versiot vesipiirin hoitosuunnitelmista, jotka sisältävät kaikkien vesimuodostumien ekologisen tilan luokittelun
2009	Vesipiirien hoitosuunnitelmat, jotka sisältävät kaikkien vesimuodostumien ekologisen tilan luokittelun julkaistava
2013	Vertailuolosuhteiden tarkistus ja mahdollinen uudistus

## 4. VERTAILUOLOSUHTEET

### 4.1 Mitä ovat vertailuolosuhteet?

Direktiivin mukaan jokaiselle rannikkovesityypille on määriteltävä tyypille ominaiset hydrologis-morfologiset ja fysikaalis-kemialliset olot, jotka edustavat kyseisen tyypin erinomaisen, lähes täysin häiriintymättömän, tilan arvoja. Lisäksi on määritettävä näissä erinomaisissa oloissa esiintyvät, ja niitä kuvastavat biologiset arvot. Vertailuolosuhteista on olemassa useita eri käsityksiä ja määritelmiä, mikä on aiheuttanut väärintymmärryksiä ja epävarmuutta. Vertailuolosuhteiden tulisi edustaa erinomaisia oloja, joissa ei ole lainkaan, tai on erittäin vähäisiä ihmisen toiminnasta aiheutuvia negatiivisia vaikutuksia. Vertailuolosuhteiden täytyy täyttää seuraavat kriteerit:

- Edustavat täysin tai melkein täysin häiritsemättömiä hydrologis-morfologisten, fysikaalis-kemiallisten ja biologisten laatutekijöiden oloja
- Yksilöityjen synteettisten pilaavien aineiden pitoisuudet ovat pienempiä kuin mitä edistyneimmillä yleisesti käytetyillä analysointitekniikoilla voidaan havaita
- Yksilöityjen ei-synteettisten pilaavien aineiden pitoisuudet pysyvät alueelle luonnollisten taustapitoisuuksien sisällä

Varsinaiset vertailuarvot asetetaan vain biologisille laatutekijöille. Vertailuolosuhteista johdetut vertailuarvot muodostavat kuvan erinomaisissa olosuhteissa esiintyvistä biologisista yhteisöistä, ja niitä käytetään tunnistamaan ihmisen aiheuttamat vaikutukset vertailuolosuhteiden sisältämästä luonnollisesta vaihtelusta (Johnson, 2002). Näitä erinomaista ekologista tilaa edustavia biologisia vertailuarvoja käytetään sitten vesimuodostuman ekologista tilaa kuvaavan ekologisen laatusuhteen (EQR) määrittelyssä. Biologisia tekijöitä tukeville fysikaalis-kemiallisille ja hydrologis-morfologisille tekijöille ei aseteta vertailuarvoja, koska näiden tekijöiden kohdalla ei käytetä EQR vertailua. Tukevien tekijöiden käyttöä luokittelussa kuvataan tarkemmin luvussa 5.5.

Vertailuolosuhteiden tulee kuvastaa alueen luonnollista tilaa ja siten sisältää tyypeille ominainen luonnollinen vaihtelu. Vertailuarvot koostuvat tyypin luonnollista vaihtelua kuvaavasta vaihteluvälistä, jota asettaessa pitää huomioida kaikki mahdolliset sekä ajallisen että alueellisen vaihtelun lähteet (Tietolaatikko 2.). On tärkeää, että vertailuarvot saadaan sellaisiksi, että seurannassa havaittuja arvoja niihin verrattaessa, voidaan luotettavasti erottaa luonnollisista tekijöistä ja ihmisen toiminnasta aiheutuvat vaikutukset. Direktiivissä mainitaan, että vertailuolosuhteita määriteltessä täytyy saavuttaa "riittävä vertailuarvojen luotettavuustaso" (Direktiivin liite II, kohta 1.3). Riittävää luotettavuutta ei ole kuitenkaan direktiivissä sen tarkemmin määritelty. Jäsenmaiden onkin itse määriteltävä riittävä luotettavuustaso ottaen huomioon laatutekijöiden luonnollinen vaihtelu sekä näytteenotto- ja analysointivirheet (CIS2.3, 2003). Saavutettu luotettavuustaso on raportoitava vesipiirien hoitosuunnitelmissa.

Vertailuolosuhteita asettaessa on päätettävä, miten tulkitaan direktiivin erinomaisia oloja koskeva sanallinen ohjeistus "hyvin vähäisistä, ihmistoiminnasta aiheutuvista muutoksista" tilanteessa, jossa ihmistoiminnan vaikutuksen erottaminen luonnollisista sykleistä ja muutoksista voi olla vaikeaa (Pollard & Huxham, 1998). On tärkeää selkeyttää, mitä "hyvin vähäiset muutokset" käytännössä tarkoittavat eri paineiden kohdalla. Tällaisia määritelmiä voisivat olla esimerkiksi suurin prosentuaalinen sallittava muutos morfologiassa sekä sallittava tulokaslajien määrä. Selkeä ja helposti noudatettava yhteisymmärrys vertailuolosuhteiksi sopivista oloista on tarpeen, jotta tulosten vertailtavuus voidaan säilyttää. Yhteisymmärrys sanallisten kuvauksien käytännön arvoista on tarkoitus saavuttaa interkalibrointimenettelyn yhteydessä.

## **TIETOLAATIKKO 2. VERTAILUOLosuhteita kehitettäessä ja luokittelussa HUOMIOITAVA VAIHTELU**

**Vuodenaikojen mukainen vaihtelu.** Jos näytteitä otetaan useampana vuodenaikana vertailuolosuhteiden tulee sisältää koko vuoden aikainen vaihtelu tai olla selkeästi erillisiä kuten esimerkiksi "talven aikainen N/P suhde" tai "kevään kasvukauden aikainen kasviplanktonin biomassassa".

**Lyhyen aikavälin ajallinen vaihtelu.** Tämä sisältää vuosien välisen, esimerkiksi sääoloista, kumpuamisesta, poikkeuksellisista jääoloista tai luonnollisista hapettomuuskausista johtuvan vaihtelun lyhyellä aikavälillä. Lisäksi vuosien välistä vaihtelua voivat aiheuttaa lajien lisääntymisessä tapahtuvat luonnolliset vaihtelut, joihin yllä mainitut tekijät myös vaikuttavat, ja jotka voivat aiheuttaa vuosien välillä suuria eroja aikuisten yhteisöjen koostumuksessa ja runsaussuhteissa jopa niin, että tietyt lajit katoavat täysin joinakin vuosina (Ellien ym., 2000). Vertailuolosuhteiden täytyy kyetä sisältämään ainakin kuuden vuoden aikainen luonnollinen ajallinen vaihtelu, koska vertailuolosuhteet arvioidaan uudelleen kuuden vuoden välein.

**Pitkän aikavälin ajallinen vaihtelu.** Rannikon ekosysteemien luonnollinen mm. ilmastomuutoksesta johtuva muutos täytyy pitkällä aikavälillä sisällyttää vertailuolosuhteisiin. Tämä voidaan parhaiten huomioida kun vertailuolosuhteita uusitaan kuuden vuoden välein. Lisäksi monissa ekologisissa yhteisöissä esiintyy luonnollisia, kymmenissä vuosissa mitattavia syklejä, joiden aikana yhteisöissä tapahtuu luonnollisia muutoksia. Näiden huomioiminen vertailuolosuhteissa voi olla vaikeaa ja usein tieto tällaisista pitkäaikaisista sykleistä on puutteellista.

**Maantieteellinen vaihtelu tyyppin alueella.** Direktiivin ohjeistama tyyppittely jakaa luonnon jatkumon keinotekoisesti määritettyihin tyypeihin, joten vertailuolosuhteiden täytyy sisältää koko tyyppin alueella tapahtuva luonnollinen alueellinen vaihtelu.

**Eri habitaatit tyyppin sisällä.** Varsinkin Suomen rannikolla pohjat koostuvat eri pohjatyypin mosaiikista, ja vesialue on useiden saarien rikkoma, mikä aiheuttaa tyyppien koostumisen erilaisten habitaattien mosaiikista. Nämä täytyy huomioida vertailuolosuhteissa ja luokittelussa siten, että verrataan tyyppin sisällä havaittuja arvoja samasta habitaatista lähtöisin oleviin vertailuarvoihin.

**Virheet näytteenotossa ja analyysissä.** Vertailuarvoja asettaessa ja havaittuja arvoja niihin verratessa täytyy huomioida ihmisestä johtuva virhe. Tähän kuuluu esimerkiksi näytteenoton ja näytteiden käsittelyn yhteydessä esiintyvä virhe, virheet lajien tunnistamisessa ja subjektiivisuus esimerkiksi peittävyysarvioissa. Lisäksi on huomioitava analyysitaso virheet, kuten mittauslaitteiston tai mallinnusmenetelmien virhemarginaalit (Engle, 2000). Eri menetelmillä voi olla erilaiset virhemarginaalit, ja virheen määrä voi myös liittyä tiettyyn laatutekijään.

Tilannetta vaikeuttaa lisäksi se, että fyysisiin tekijöihin perustuvat tyypit eivät välttämättä kuvasta erillisiä kokonaisuuksia, joissa esiintyisi tiettyjä biologisia yhteisöitä. Lisäksi joissakin tapauksissa lajin sisäiset ja lajien väliset vaikutukset voivat olla tärkeämpiä kuin ympäristötekijöiden vaikutukset. Tämä vaikeuttaa luotettavien ja asiankuuluvien vertailuolosuhteiden asettamista (Pollard & Huxham, 1998).

On myös todennäköistä, että tietyn tyyppin sisäinen luonnollinen vaihtelu jonkin laatutekijän kohdalla voi olla yhtä suurta kuin tyyppien välinen vaihtelu. Esimerkiksi pohjan laatu tyyppin sisällä voi vaihdella huomattavasti, jolloin pohjaeläinten rakentamiseen perustuvan laatutekijän tyyppinsisäinen vaihtelu on liian suurta, jotta sen perusteella voitaisiin tehdä luotettavaa luokittelua. Vastaavissa tilanteissa tulisikin ekologista laatusuhdetta laskiessa verrata yhteensopivia pareja: jos näyte on tietynlaiselta pohjalta tulisi sitä verrata samanlaiselta pohjalta lähtöisin oleviin vertailuarvoihin. Yhdelle tekijälle ei siis yhdestä tyyppistä voida kehittää vain yhtä, kaikki pohjatyypit kattavaa vertailuarvoa vaan jokaiselle, riittävän erilaiselle yhteisölle on saatava oma vertailuarvonsa (CIS2.4, 2003).

## 4.2 Vertailuolosuhteiden määrittämiseen käytettävät menetelmät

Direktiivin liite II kohta 1.3 antaa useita vaihtoehtoisia menetelmiä vertailuolosuhteiden määrittämiseksi. Vertailuolosuhteet voivat perustua:

- tyyppin sisällä esiintyviin erinomaisessa tilassa oleviin vertailualueisiin,
- ennustavaan mallintamiseen tai historialliseen ja paleolimnologiseen tietoon perustuvaan takautuvaan mallintamiseen,
- vertailualueiden sekä mallinnuskeinojen yhdistelmiin, tai
- asiantuntijamielipiteeseen (jos mitään yllä olevista menetelmistä ei voida käyttää).

Vaikka direktiivi ei aseta mitään arvojärjestystä eri menetelmille, yleinen johtopäätös on ollut se, että jos vain mahdollista, vertailuolosuhteiden tulisi ensisijaisesti perustua tyyppille ominaista erinomaista tilaa kuvastaviin vertailualueisiin (CIS2.3, 2003; CIS2.4, 2003).

### Vertailualueet

Vertailuolosuhteet saadaan tutkimalla vertailualueilla esiintyviä luonnollisia eliöyhteisöjä. Häiriintymättömistä alueista koostuvaan vertailualueverkkoon perustuvat vertailuolosuhteet edustavat parhaiten koko tyyppin sisäistä alueellista ja ajallista vaihtelua, koska vertailualueita määriteltessä tutkimusalueisiin voidaan sisällyttää kaikki erilaiset alueet koko tyyppin esiintymisalueella, ja tutkimukseen voidaan sisällyttää useiden vuosien tulokset (CIS2.3, 2003). Luotettavien tulosten saamiseksi tarvitaan erittäin laaja verkosto, joka sisältää runsaan määrän vertailualueita. Tämä olisi ihanteellinen vaihtoehto, mutta todellisuudessa minkään jäsenmaan alueelta tuskin löytyy riittäviä määriä erinomaisessa tilassa olevia alueita tällaisen verkon muodostamiseen.

Vertailualueeksi kelpaa vesialue, joka edustaa häiriintymättömiä oloja. Tiukasti tulkiten häiriintymättömäksi voitaisiin käsittää sellainen vesialue, jonka valuma-alueella ei ole harjoitettu nykyaikaista intensiivistä maa- ja metsätaloutta, eikä suuren luokan teollisuuden vaikutuksia ole esiintynyt. Pohjois-Euroopassa häiriintymättömät olot ajoittuisivat tällöin suurin piirtein 1800-luvun puoliväliin (Johnson, 2002). On kuitenkin epärealistista perustaa vertailuolosuhteita sellaisiin maankäyttöoloihin, joita ei enää ole olemassa koko Euroopassa. Tietyn vesimuodostuman voidaankin katsoa olevan erinomaisessa tilassa siitä huolimatta, että sen alueelta löytyy vähäisiä ympäristöpaineita, jos voidaan osoittaa etteivät nämä paineet ole aiheuttaneet minkään laatutekijän huonontumista, ja alueet edelleen sopivat direktiivin antamaan kuvaukseen kyseisen pintavesityypin erinomaisesta tilasta (CIS2.4, 2003). Ihmisen läsnäolo ja vaikutus voidaan hyväksyä vertailualueilla, kunhan sillä ei ole enempää kuin hyvin vähäisiä vaikutuksia alueen ekologiaan (CIS2.3, 2003).

Alueilta, joiden hydromorfologiassa on tapahtunut joitakin muutoksia, voidaan määrittää sellaisten laatutekijöiden biologisia vertailuarvoja, joiden ekologiaan nämä muutokset eivät vaikuta. Esimerkiksi pieni laituri ei häiritse kasviplanktonyhteisöjen koostumusta (CIS2.4, 2003). Tällaiselta alueelta yksittäisinä, toisistaan erillisinä arvoina johdetut vertailuarvot eivät kuitenkaan huomioi alueen eri yhteisöjen vaikutuksia toisiinsa luonnontilassa. On myös ehdotettu, että sellaiset vesialueet, joiden morfologiaan on kohdistunut historiallinen pysyvä muutos, ja joiden biologiset yhteisöt ovat kehittyneet vastaamaan tällaisissa oloissa esiintyviä luonnollisia yhteisöjä, voitaisiin katsoa luonnontilaisiksi. Myös menneistä ympäristöpaineista huolimatta aluetta voidaan käyttää joidenkin biologisten laatutekijöiden osalta vertailuarvojen asettamiseen, jos kyseinen paine ei nykyhetkellä aiheuta ekologista häiriötä. Alueella esiintyvät vieraslajit täytyy huomioida vertailuolosuhteiden asettamisessa, koska ihmistoiminta on

vaikuttanut niiden esiintymiseen. Alueen tila voidaan vieraslajien esiintymisestä huolimatta määrittää erinomaiseksi, jos kyseiset lajit eivät aiheuta muutoksia ekosysteemin kokonaisrakenteeseen ja toimintaan.

Mahdollisia vertailualueita voidaan paikantaa etsimällä kartoilta vesialueita, joiden läheisyydessä ei ole ihmistoiminnan vaikutuksia. Arvioitaessa vesialueiden sopivuutta vertailualueeksi on huomioitava kaikki ihmisen aiheuttamat muutokset alueen hydromorfologiaan (esim. rakennelmat ja ruoppaukset), rehevyyteen (esim. ravinnekuorman suuruus) ja haitallisten aineiden pitoisuuksiin (esim. teollisuuden päästöt). Jos ihmisen vaikutus on vähäinen, toisin sanoen valuma-alueella ei ole intensiivistä maankäyttöä eikä vesistöön kohdistu jätevesikuormitusta, aluetta voidaan käyttää vertailualueena. Sopivia kohteita etsittäessä on myös huomioitava se, että näitä alueita ei saisi valita ensisijaisesti niiden biologisten arvojen perusteella, koska tämä johtaa kehäpäätelmään (Johnson, 2002). Todellisuudessa jäsenvaltioiden on kuitenkin käytettävä kaikki hallussaan oleva tieto, biologiset tiedot mukaan lukien, jotta mahdolliset vertailualueet voidaan paikantaa (CIS2.3, 2003). Tästä syystä vertailualueet voidaan rannikkovesien yleisen ohjeistuksen mukaan valita myös biologisen tilan arvioinnin perusteella (CIS2.3, 2003).

Vertailualueiden valinta pitäisi ensisijaisesti siis perustaa hydromorfologisten ja fysikaalis-kemiallisten paineiden tarkasteluun. Jos paikka näiden perusteella vaikuttaa koskemattomalta, voidaan tarkastella biologista yhteisöä. Jos biologisten yhteisöjen rakenne poikkeaa "luonnontilaisesta", palataan uudelleen tarkastelemaan onko jokin paine jäänyt huomaamatta. On kuitenkin tärkeää muistaa se, että jos biologisille muuttujille annetaan tässä vaiheessa liikaa painoarvoa, subjektiiviset tekijät vaikuttavat päätösprosessiin, ja täten jotkin luonnossa esiintyvät harvinaisemmat yhteisöt voivat jäädä huomaamatta. Eri asiantuntijoilla voi myös olla erilaisia näkemyksiä eri tyyppisistä odotettavista "luonnontilaisista" yhteisöistä.

### **Ennustava mallinnus**

Jos pintavesityypeille ei löydy riittävästi vertailualueiksi kelpaavia kohteita, voidaan käyttää vertailualueiden eliöyhteisöjä kartoittavan tutkimuksen ja ennustavan mallintamisen yhdistelmää. Tämä vaatii huomattavasti pienemmän määrän alueita luotettavien vertailuarvojen aikaansaamiseksi (CIS2.3, 2003). Vertailuolosuhteiden mallinnuksessa voidaan käyttää hyväksi hyvin tunnettuja ihmisen aiheuttamien tekijöiden (esim. orgaanisen kuorman suuruus) ja luonnossa tapahtuvien muutosten (esim. lajin esiintyminen) välisiä riippuvuussuhteita. Mallien rakentamisessa käytettävä tieto on pääasiassa peräisin kyseistä tyyppiä edustavilta vertailualueilta. Mallissa ihmisen vaikutukset voidaan asettaa erittäin vähäiselle tasolle, jolloin malli tuottaa näissä oloissa esiintyvän yhteisön. Jos vertailualueiksi sopivia alueita ei ole lainkaan, voidaan vertailuolosuhteiden mallinnuksessa tieto luonnossa esiintyvistä riippuvuussuhteista lainata joltain muulta koskemattomalta alueelta (Johnson, 2001).

Malleja käytettäessä oletetaan, että malli vastaa täysin luonnollisessa ekosysteemissä esiintyviä muuttujien välisiä suhteita. Kaikkea ekosysteemissä tapahtuvaa vuorovaikutusta on kuitenkin vaikeaa sisällyttää matemaattiseen malliin. Mallien rakentamisessa ja kalibroinnissa onkin oltava erittäin varovaisia, ja mallit tulisi kyetä varmentamaan riippumattomilla arvoilla (Johnson, 2001).

### **Historiallinen data ja takautuva mallinnus**

Mikäli vertailualueiden käyttö ei ole mahdollista sen vuoksi, että alueilla sijaitsevista tyypeistä ei löydy lainkaan koskemattomia alueita, kuten on tilanne useiden jäsenvaltioiden rannikkovesityypeissä, vertailuolosuhteet voidaan perustaa myös historiallisiin

havaintoihin ajalta, jolloin ihmistoiminnan vaikutukset kyseisellä alueella olivat erittäin vähäisiä. Vertailuolosuhteet voidaan myös perustaa historiallista ja nykytietoa yhdistävään takautuvaan mallintamiseen, paleoekologisiin menetelmiin, tai näiden erilaisiin yhdistelmiin. Mitään yleistä neuvoa sopivasta historiallisesta ajanjaksosta ei voida asettaa, koska paikoissa on voinut esiintyä useita eri paineita eri ajanjaksoina (CIS2.4, 2003).

Historiallisen havaintotiedon hyödyntäminen on yleensä vaikeaa, koska historiallisina aikoina tutkimuksessa ja seurannassa käytetyt muuttujat, näytteenotto- ja käsittelymenetelmät sekä näytteidenottoitiheys voivat poiketa nykyisin käytetyistä. Historiallisen tiedon laatu on usein myös heikompaa, eikä se aina ole edes tiedossa. Lisäksi historiallisesta tiedosta johdetut vertailuolosuhteet eivät sisällä luonnollisten ekosysteemien dynamiikkaa (Johnson, 2001). Olemassa oleva historiallinen tieto ei myöskään välttämättä kuvaa oloja ennen ihmisen vaikutusta. Useilla alueilla ihmisen vaikutus on aiheuttanut muutoksia paljon ennen historiallisen tiedon kattamaa aikakautta. Paleoekologinen lähestymistapa on hyödyllinen erityisesti historiassa tapahtuneiden äkillisten muutosten tunnistamisessa. Sekä historiallisen tiedon että paleoekologisten menetelmien ongelmana on se, että ne ovat sekä paikka- että lajikohtaisia (CIS2.3, 2003).

### **Asiantuntijamielipide**

Jos yllämainittujen keinojen avulla ei kyetä kehittämään riittäviä vertailuolosuhteita, täytyy lopulta turvautua asiantuntijamielipiteeseen. Asiantuntijamielipiteellä on tosin myös tärkeä osa sekä historiallisen tiedon valinnassa että mallien kehittämisessä (Johnson, 2001). Asiantuntijamielipiteen käytössä on omat ongelmansa, koska se voi helposti tuoda vertailuolosuhteiden kehittämiseen subjektiivisuutta ja puolueellisia näkemyksiä. Lisäksi asiantuntijoiden tyyppille antamat biologisten muuttujien arvot koostuvat pääasiassa sanallisista kuvauksista, joita on vaikea käyttää numeerisiin arvoihin pohjautuvaksi suunnitellun ekologisen laatusuhteen (EQR) arvon laskemiseen. Asiantuntijamielipidettä tarvitaan mm. arvioimaan muiden menetelmien antamia tuloksia. Sen avulla on myös mahdollista soveltaa tietoa tunnetuista vuorovaikutussuhteista ja yhteyksistä tyyppistä tai laatutekijästä toiseen (CIS2.3, 2003).

## **4.3 Vertailuolosuhteiden asettaminen**

Koska koko luokittelujärjestelmä perustuu tyyppikohtaisiin vertailuolosuhteisiin, näiden luotettavuus ja tarkkuus ovat erittäin tärkeitä. Vertailuolosuhteiden luonnollisen vaihtelun täytyy olla tarpeeksi tarkasti määriteltyä, jotta "hyvää" tilaa edustavat "vähäiset" muutokset voitaisiin havaita riittävän luotettavasti luokitusta tehtäessä. Jos vertailuolosuhteiden määritelmäksi asetetaan liian tiukat olosuhteet, se vähentää suuresti mahdollisesti luonnosta löydettävien vertailualueiden määrää. Jos vertailuolosuhteet määritellään liian löysästi, ei kyseisten alueiden enää voida sanoa olevan vain "hyvin vähäisten vaikutusten" alaisia.

Silloin kun vertailualueiden käyttö on mahdotonta, vertailuolosuhteiden asettaminen voi vaatia useita menetelmiä ja laajaa varmennusta sekä menetelmien virhemarginaalien tuntemusta. Kehitettyjen vertailuolosuhteiden luotettavuuden ja käyttökelpoisuuden varmistaminen on tärkeää, koska näillä on suuri vaikutus ekologisen laatusuhteen arvoihin ja siten myös mahdollisiin vääriin luokitustuloksiin (Johnson, 2002). Lisäksi eri menetelmillä saatuja tuloksia vertailuolosuhteista tulisi vertailla, jotta voidaan arvioida saatujen vertailuolosuhteiden luotettavuutta (CIS2.3, 2003). Eri keinoin samalle tyyppille kehitetyt vertailuolosuhteet voivat erota toisistaan paljonkin, ja tässäkin tilanteessa asiantuntijamielipide voi olla ratkaisevassa asemassa (Johnson, 2002). Olipa menetelmä mikä hyvänsä saavutettuihin vertailuolosuhteisiin sisältyvä virhe-

Taulukko 4.1 Vertailuolosuhteiden luomiseen käytettävien menetelmien hyviä ja huonoja puolia. (Muokattu lähteestä: Johnson, 2001)

Menetelmä	Hyvät puolet	Huonot puolet
<b>Asiantuntijamielipide</b>	Voidaan käyttää sekä historiallista, että nykyistä tietoa.	Ennakoasenteet voivat vaikuttaa lopputulokseen.
<b>Historiallinen data</b>	Usein halpaa hankkia.	Vaihtelevaa dataa; vähän muuttujia; data voi olla huonolaatuisia tai tuntematonta; muuttumaton arvio.
<b>Paleorekonstruktio</b>	Yhdistää sekä fysikaaliskemiallisen, että biologisen datan.	Sopii pääasiassa vain seisoviin vesiin; kallis alkupääoma.
Suora	Paikkakohtainen	Vähän muuttujia
Välillinen	Kalibraatiomalleja olemassa useiden paine muuttujien mallintamiseen; pH, totP, lämpötila.	
<b>Mallinnus</b>	Paikkakohtainen	Vaatii dataa, kalibroinnin ja varmuuden.
<b>Tutkimus</b>	Aluekohtainen	Kallista aloittaa

marginaali ja vaihtelu täytyy määritellä, jotta tiedetään millä luotettavuudella tyypin vesimuodostumat voidaan luokitella.

Vertailuolosuhteiden asettaminen tulee olemaan haasteellista koko Euroopassa. Useimmilla jäsenmailla on erittäin vähän, jos ollenkaan alueita, jotka ovat luonnontilaisia ja siten kelpollisia vertailualueiksi. Ihanteellisesti luokittelussa käytettävien vertailuarvojen tulisi olla kvantitatiivisia, mutta tämä voi olla aluksi vaikeaa saavuttaa erityisesti puutteellisen tiedon vuoksi. Tarpeellisen tiedon puuttuessa asiantuntijamielipiteet tulevat olemaan tärkeässä asemassa vertailuolosuhteita asetettaessa.

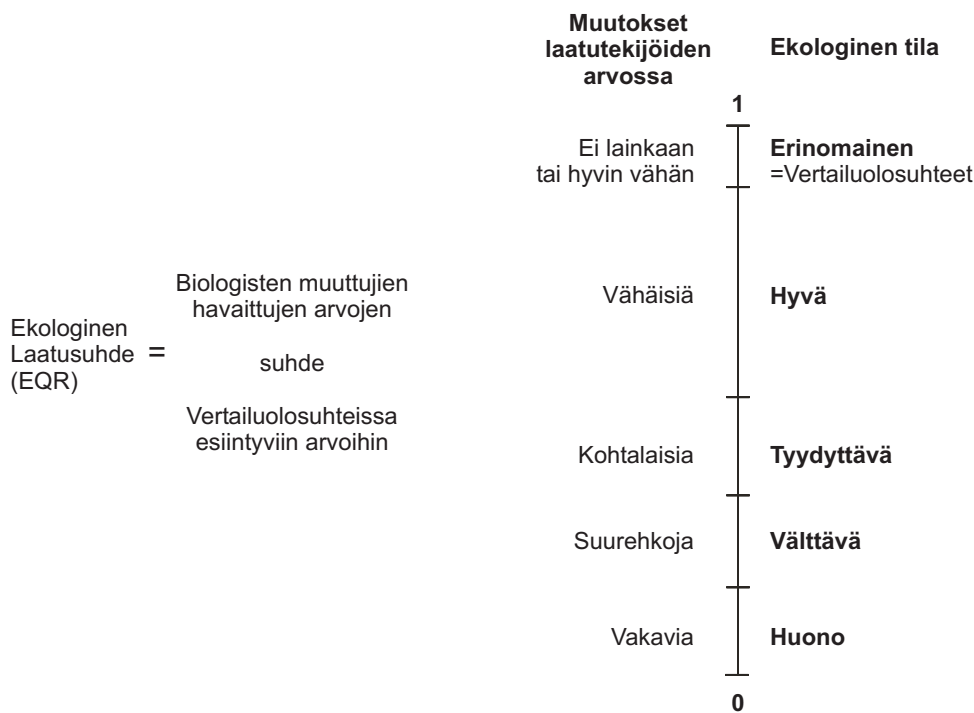
Vertailuolosten on tarkoitus kuvastaa luonnossa esiintyvää dynamiikkaa ja sisällyttää myös kaikki luonnollinen vaihtelu. Vertailuolosuhteet tarkastetaan kuuden vuoden välein, jolloin niitä voidaan tarkentaa ja päivittää. Tällöin luonnollinen vaihtelu ja sen muutokset voidaan ottaa huomioon.



# 5. LUOKITTELUN LAADINTA

## 5.1 Ekologinen Laatusuhde (EQR)

Käytännössä biologisten laatutekijöiden luokittelu suoritetaan vertailemalla laatutekijöiden havaittuja arvoja aiemmin asetettuihin tyyppille ominaisiin vertailuarvoihin. Vertaamalla havaittuja eli mitattuja arvoja vertailuarvoihin on tarkoitus erottaa alueella esiintyvät ihmisen aiheuttamat muutokset ekosysteemin luonnollisesta vaihtelusta. Ekologinen laatusuhde (EQR = Ecological Quality Ratio) ilmaisee havaittujen ja vertailuolosuhteina sovellettavien biologisten muuttujien arvojen suhdetta toisiinsa numeroarvona nollasta yhteen (0-1). Nollan ja yhden väliltä arvot jaetaan viiteen luokkaan, jotka vastaavat direktiivissä sanallisesti kuvailtuja luokkia erinomaisesta huonoon (Kuva 5.1).



Kuva 5.1 Ekologisen tilan luokittelu Ekologisen Laatusuhteen (EQR = Ecological Quality Ratio) perusteella Vesipuitedirektiivin mukaisesti (kuva muokattu lähteestä (CIS2.4, 2003))

Keskustelu EQR:n määritelmästä oli vielä vuoden 2004 lopulla kesken. EQR arvoa ei kuitenkaan ole välttämätöntä laskea yksinkertaisena kahden numeron suhdeluksena. Erinomaisessa tilassa esiintyvien vertailuolosuhteiden EQR arvot ovat lähellä yhtä. Muissa kuin erinomaisissa vesissä EQR arvot määräytyvät kunkin jäsenvaltion yksilölliseen luokittelujärjestelmään ja siihen sisältyviin menetelmiin perustuen (CIS2.4, 2003). EQR:n arvo voi joissain tilanteissa myös olla yli yhden, jos laatutekijää kuvaavan muuttujan ja sen vertailuarvon suhde on nouseva ekologisen tilan huonontuessa. Tällaisessa tilanteessa täytyy joko todeta, että EQR:n lähimmät arvot yhden molemmiin puolin ovat erinomaisen ja hyvän tilan arvoja, ja tila huonontuu arvojen joko pienentyessä yhdestä nollassa kohti tai kasvaessa paljon suuremmaksi kuin yksi, tai arvot pitää normalisoida niin, että ne aina muodostavat asteikon nollassa yhteen.

## 5.2 Laatutekijöiden valitseminen seuranta- ja luokittelujärjestelmiin

Kunkin jäsenvaltion on suunniteltava kattava seurantaverkko. Seurantaverkon avulla vesistöjen ekologisesta ja kemiallisesta tilasta saadaan yhtenäinen ja monipuolinen kokonaiskuva, jonka perusteella vesimuodostumien luokittelu on mahdollista. Direktiivin mukainen pintavesien seuranta jaetaan kahteen osaan, perusseurantaan ja toiminnalliseen seurantaan. Yleisesti luokittelu perustuu perusseurannasta saatuihin tietoihin, mutta niiden vesimuodostumien osalta, jotka ovat toiminnallisen seurannan kohteina, täytyy luokittelun perustua toiminnallisesta seurannasta saatuihin tuloksiin (CIS2.7, 2003).

Perusseurannalla on tarkoitus seurata pitkän aikavälin muutossuuntia, arvioida vesimuodostumien yleistä tilaa ja tunnistaa sen kattamilla alueilla mahdollisesti esiintyviä ympäristöpaineita vesipiiriin jokaisella valuma-alueella. Perusseurantaa tehdään vähintään yhden vuoden ajan jokaisen vesipiiriin hoitosuunnitelmakauden aikana riittävästä määrästä vesimuodostumia koostuvassa edustavassa otoksessa.

Toiminnallinen seuranta kohdistuu niihin vesimuodostumiin, joiden on paineiden tarkastelussa tai perusseurannan perusteella todettu olevan vaarassa jäädä vedenlaatuvaatotteiden alapuolelle, siis joiden ei odoteta saavuttavan hyvää tilaa.

Jäsenmaiden on valittava seurantaan muuttujia, jotka ilmaisevat kunkin arvioitavan laatutekijän tilaa. Eri laatutekijöiden osalta seurantaan voidaan sisällyttää tiettyjä lajeja tai lajiryhmiä, jotka ovat koko laatutekijän kannalta edustavia. Perusseurannassa käytetään kaikkia tietylle tyyppille valittuja biologisia, hydromorfologisia ja fysikaalis-kemiallisia tekijöitä, jotta seuranta kattaa kaikki mahdolliset paineet ja vaikutukset. Toiminnallinen seuranta taas keskittyy niihin valittuihin laatutekijöihin ja muuttujiin, jotka ovat herkimpiä alueella jo ennalta tunnistetuille paineille. Toiminnallinen seuranta antaa siten tarkemman ja keskittyneemmän kuvan alueen tilasta ja sen muutoksista sekä paineiden ja korjaavien vesienhoitotoimenpiteiden vaikutuksista (CIS2.7, 2003).

Yksittäisen laatutekijän tilaa voidaan arvioida käyttämällä sitä parhaiten kuvaavia mittareita, kuitenkin huomioiden direktiivissä annetut muuttujat. Esimerkiksi pohjaeläinten lajikoostumusta ja runsaussuhteita mittaamaan voidaan käyttää mm. tietyn lajin tai lajiryhmän esiintymistä, koko yhteisön tai joidenkin tiettyjen lajiryhmien runsauksia, jonkin tietyn lajin runsautta tai suhteellista runsautta yhteisössä tai koko yhteisön tai tietyn lajiryhmän monimuotoisuutta. Kaikkia direktiivissä listattuja laatutekijöiden eri muuttujia ei välttämättä tarvitse mitata kaikilta alueilta. Tämä tarkoittaa myös sitä, että voidaan valita ympäristöpaineisiin parhaiten reagoivat indikaattorit. Paineiden tarkastelua voidaan käyttää apuna valittaessa toiminnallisessa seurannassa käytettäviä muuttujia. Huonosti ympäristöpaineisiin reagoivien muuttujien seuraaminen ja niiden käyttö luokittelussa on melko turhaa, ja lisää riskiä saada väärä luokittelutulos.

Yksi ensimmäisiä toimenpiteitä luokittelun suunnittelussa onkin kullekin tyyppille parhaiten ekologisen tilan mittareiden etsiminen ja näiden kehittäminen. Muuttujia valittaessa on määriteltävä sopiva taksonominen taso, jotta laatutekijöiden luokittelussa saavutetaan riittävä luotettavuus ja tarkkuus. Laatutekijöistä mitattavien arvojen täytyy myös olla sellaisia, että niitä voidaan luotettavasti verrata vertailuarvoihin luokittelun aikaansaamiseksi. Mitattavien arvojen tulisi mieluiten olla kvantitatiivisia ja mahdollistaa numeerinen vertailu, johon EQR perustuu. EQR:n numeeristen arvojen täytyy myös olla rinnastettavissa direktiivin sanallisiin kuvauksiin.

Valittujen mittareiden täytyy kyetä osoittamaan ihmisen aiheuttamat merkittävät vaikutukset siten, että luokittelu voidaan tehdä. Seuraavat tekijät täytyy huomioida mittareita valittaessa:

- **Merkityksellisyys** – mittarin täytyy kyetä kuvaamaan laatutekijän kuntoa, ja osoittamaan paineiden laatutekijässä aiheuttamat muutokset.
- **Herkkyyys eri paineille** – eri mittarit voivat osoittaa eri paineiden vaikutuksia, joten usean eri painetta kuvaavan mittarin käyttö yhtä laatutekijää kohtaan voi olla tarpeellista riippuen vesimuodostumaa uhkaavista paineista.
- **Herkkyyys paineiden eri vahvuuksille** – hyvän mittarin tulisi kyetä osoittamaan vaikutukset paineiden eri vahvuuksilla. Jos mittari kykenee osoittamaan vaikutukset vain tietyssä osassa skaalaa, esimerkiksi erittäin herkkä laji voi kadota erittäin pienen paineen vuoksi, eikä se siten kykene mittaamaan suurempia paineita, täytyy paineen vahvuusasteikon eri päitä mittaamaan käyttää eri mittareita.
- **Vertailuarvojen asettamisen mahdollisuus** – joillekin mittareille voi olla helpompi asettaa vertailuarvoja kuin toisille, esimerkiksi mallinnus ja paleoekologiset menetelmät sopivat paremmin joidenkin muuttujille kuin toisille.
- **Vaihtelu** – mittarit, joilla on luonnostaan suuri vaihteluväli, ja joiden ekologia on huonosti ymmärrettyä, tai joiden mittaamisessa helposti tapahtuu virheitä, eivät sovellu luokitteluun (CIS2.3, 2003).

Laatutekijän (esim. kasviplankton) tilaa kuvaamaan voidaan valita useampia muuttujia (esim. a-klorofylli tai sinilevien osuus kokonaisbiomassasta). Useita muuttujia käytettäessä voidaan tarkistaa yhden muuttujan osoittama tila vertaamalla antaako toinen muuttuja vastaavaa tietoa. Samaa painetta mittaavia muuttujien antama luokittelutulos voidaan yhdistää ja luokaksi osoittaa näiden keskiarvo, kun taas eri paineita mittaavia muuttujia pitää tarkastella erikseen toisiinsa verraten. Jos muuttujat osoittavat erilaista tilaa, tarvitaan asian tarkempaa tarkastelua (CIS2.7, 2003). Tällaisessa tilanteessa ei kuitenkaan pidä automaattisesti olettaa, että huonompaa tilaa osoittava mittari olisi väärässä, koska se voi hyvinkin kuvastaa jotain painetta, johon muut mittarit eivät reagoi. Joissain tapauksissa voidaan myös käyttää tiettyjä fysikaalis-kemiallisia tekijöitä biologisten tekijöiden ohella, jos näiden välillä on tarkasti todistettu vaikutus-vaste suhde. Fysikaalis-kemialliset tekijät eivät kuitenkaan voi korvata biologisia tekijöitä (ECOSTAT, 2003).

Direktiivin mukaan sellaiset laatutekijät, joilla on luonnostaan niin suuri vaihtelevuus, että niille on mahdotonta asettaa luotettavia tyyppille ominaisia vertailuarvoja, ja siten väärinluokittelun riski on suuri, voidaan jättää kyseisen tyyppin ekologisen tilan luokittelun ulkopuolelle. Tämän vaihtelevaisuuden pitää olla muuta kuin vuodenaikojen välistä vaihtelua, joka voidaan helposti ottaa huomioon tiettyyn vuodenaikaan perustuvilla vertailuolosuhteilla (esim. talven ravinteet tai kesän a-klorofylli). Syyt kyseisen laatutekijän pois jättämiseen täytyy voida perustella, ja näiden on oltava nähtävillä vesipiirin hoitosuunnitelmassa.

Laatutekijän ekologisen tilan arvioinnin ulkopuolelle jättäminen voidaan perustella esimerkiksi sillä, että luotettavan luokittelun aikaansaamiseksi tarvittavat näyttekoot ja rinnakkaisnäytteiden määrät, ja siten seurannan kustannukset, ovat kyseisen laatutekijän suuren vaihteluvälin vuoksi liian suuret käytettävissä oleviin voimavaroihin nähden (Pollard & Huxham, 1998). Tilastollisia menetelmiä voidaan käyttää toteamaan, voidaanko suureksi katsotun vaihtelun omaavaa laatutekijää luotettavasti käyttää ekologisessa luokittelussa. CIS2.4 (2003) ohjeistuksessa ehdotetaan, että riittäväksi perusteeksi laatutekijän jättämiseksi tarkastelun ulkopuolelle kävisi se, että laatutekijän luonnollinen vaihteluväli sisältäisi häiriintyneissä oloissa odotettavia olosuhteita, ja siten aiheuttaisi suuren väärinluokittelun riskin.

### **TIETOLAATIKKO 3. LAADUNVARMISTUS DIREKTIIVIN TÄYTEENPANOSSA**

Direktiivin yksi tärkeimmistä tarkoituksista on seurantakäytäntöjen ja tulosten saaminen sellaisiksi, että vertailut jäsenvaltioiden välillä ovat mahdollisia. On selvää, että käytettäessä eri näytteenotto- ja analyysimenetelmiä tuotetaan tietoa, jota ei luotettavasti voida verrata toisiinsa. Direktiivissä vaaditaan ISO ja CEN standardien käyttöä muuttujien seurannassa, silloin kun standardeja on tarjolla. Näiden puuttuessa tulisi käyttää muita yleisesti hyväksytyjä kansainvälisiä tai kansallisia standardeja, jotta voidaan varmistaa saatujen tietojen vastaava tieteellinen laatu ja vertailtavuus. Jos mitään kansainvälisiä, tai muita varmistettuja standardeja ei ole käytettävissä, täytyy menetelmä kuvailla tarpeeksi selkeästi ja yksityiskohtaisesti, jotta se voidaan luotettavasti toistaa (CIS2.7, 2003).

Direktiivin liitteen V kohdassa 1.3.6 eritellään ISO ja CEN standardit, joita tulee käyttää laatutekijöiden seurannan näytteenotossa ja analysoinnissa. Direktiiviin on kirjattu vain pohjaeläinnäytteenottoon liittyviä standardeja, muiden laatutekijöiden kohdalta direktiivi ohjeistaa että tulee ottaa käyttöön asiaa koskevat standardit näiden valmistuttua. Tällä hetkellä on vesistöjen näytteenottoon yleensä tarjolla yhdeksän valmista standardia, ja 17 menetelmiä koskevaa ohjeistusta on kehitteillä tukemaan vesipuitedirektiivin yhteydessä tapahtuvan näytteenoton yhtenäisyyttä (Ruoppa & Sweeting, 2002). Meriympäristöön soveltuvia ISO ja CEN standardeja ei ole kovinkaan monia (CIS2.4, 2003). Kasviplanktonin klorofyllin määrittämisestä on olemassa ISO standardi, ja muille laatutekijöille on kehitteillä ISO ja CEN standardeja.

Yleisten kansainvälisten standardien sijaan on tarjolla useita alueellisten merisopimusten, HELCOM:in ja OSPAR:in, käyttöön kehitettyjä standardeja ja seurantamenetelmäohjeistuksia, sekä ICES ohjeistuksia. HELCOM ja OSPAR ovat molemmat kehittäneet ohjeistuksia kasviplanktonin, makrofyttien, pohjaeläinten ja fysikaalis-kemiallisten tekijöiden monitorointiin (CIS2.7, 2003).

Seuranta suorittavien tahojen täytyy varmistaa niiden tuottaman tiedon laatu käyttämällä standardoituja toimintamalleja, varmistettuja seurantamenetelmiä ja rutiinimaisia sisäisiä laaduntarkkailutoimenpiteitä. Jotta seurantatulosten vertailtavuus voidaan varmistaa tulisi analyysijärjestelmien osalta ottaa osaa kansainvälisiin pätevyys testausohjelmiin ja taksonomisiin workshoppeihin (CIS2.7, 2003). Meriympäristön kemiallisten muuttujien osalta on puolestaan olemassa hyvin kehitettyjä laadunvarmistus-järjestelmiä, kuten QUASIMEME, joka ei kuitenkaan kata kaikkia direktiivissä mainittuja aineita. Euroopassa on myös biologisen näytteenoton laadunvarmistukseen tarkoitettu järjestelmä, BEQUALM, jota parhaillaan kehitellään pidemmälle (CIS2.4, 2003).

Kotimaassa Suomen ympäristökeskuksen vertailulaboratorio pyrkii laajentamaan toimintaansa biologisten määrittäysten pätevyyskokeiden järjestämiseen. Pohjaeläinmäärittäjien ensimmäinen pätevyyskoe järjestettiin vuonna 2003. Lisäksi ympäristönsuojelulaki (4.2.2000/86; 108 §) edellyttää että lain täytäntöönpanon edellyttämät mittaukset, testaukset, selvitykset ja tutkimukset on tehtävä pätevästi, luotettavasti ja tarkoituksenmukaisin menetelmin. Ympäristöministeriö voi asetuksella säätää käytettävistä mittaus- ja testausmenetelmistä, standardeista ja laskentamalleista, sekä mittausten, testausten, selvitysten ja tutkimusten laadun varmistamisesta ja tutkimuslaitosten valvonnasta.

## **5.3 Luotettavuustaso ja väärinluokittelun riski**

Direktiivi vaatii, että tuotetun luokittelujärjestelmän on oltava riittävän luotettava, jottei suurempia virheitä vesimuodostumien luokittelussa tapahdu. Direktiivi ei määrää millä luotettavuustasolla seuranta ja luokittelu täytyy tehdä, mutta seurannan tulosten luotettavuusraja täytyy ilmoittaa vesipiirien hoitosuunnitelmissa. Päätökset luokittelussa tarvittavasta luotettavuustasosta ovat tärkeitä, ja niissä täytyy huomioida se riski millä väärinluokittelu aiheuttaisi turhia vesiensuojelutoimenpiteitä, tai toimenpiteiden puuttumisen sellaisilta alueilta, missä niitä olisi tarvittu (CIS2.3, 2003).

Luotettava luokittelu perustuu luotettavaan seurantatietoon. Seurantaohjelmien täytyykin olla hyvin suunniteltuja ja tilastollisesti perusteltuja, huomioida kaikki mahdolliset virhelähteet, sekä olla tehokkaan laadunvarmennuksen kohteena (Tietolaatikko 3.). Seurannan näytteenottotiheys täytyy valita siten, että luonnollinen vaihtelu saadaan huomioitua luokittelussa, ja että luokittelu tuottaa luotettavaa tietoa (Pollard & Huxham, 1998).

Luonnossa esiintyvä vaihtelu, seurannoissa esiintyvä virhe ja se tosiasia, että tietty osa vesimuodostumista on oikeasti eri luokkien rajoilla johtavat siihen, että tietty osa luokitelluista vesimuodostumista asetetaan väärään luokkaan. Väärinluokittelu on epätodennäköisempää niiden vesialueiden kohdalla jotka ovat todella erinomaisessa tai todella huonossa tilassa, sekä niiden osalla, jotka ovat lähellä luokkansa keskiarvoa. Jäsenvaltioiden onkin valittava jokin sallittava luotettavuustaso, jonka saavuttaessaan luokittelu hyväksytään. Jos vesimuodostuman luokittelu ei saavuta valittua luotettavuustasoa, täytyy vesimuodostumasta hankkia lisää tietoa (ECOSTAT, 2003).

One-out-all-out tyyppisessä luokittelussa riski tehdä väärä luokittelu kasvaa jokaisen lisätyn laatutekijän myötä. Väärinluokittelun riskiä voidaan pienentää valitsemalla luokitteluun sellaisia tekijöitä jotka ovat kaikkein herkimpiä paineille ja joita voidaan mitata halutulla luotettavuudella. Virhettä voidaan pienentää parantamalla seurannan laatua ja lisäämällä seurantatiheyttä, sekä yhdistämällä laatutekijää kuvaavia muuttujia, käyttämällä esimerkiksi niiden keskiarvoa, jolloin luokittelun pohjana olevien tekijöiden määrä pienenee (ECOSTAT, 2003).

Joidenkin laatutekijöiden osalta on hyvin vähän tai ei ollenkaan tietoa alueellisesta tai ajallisesta vaihtelevuudesta. Ennen kuin tutkimus on tuottanut paremman ymmärtämyksen merialueilla esiintyvistä alueellisesta ja ajallisesta vaihtelusta, ja kunnollisia meribiologisia laadunvarmennusjärjestelmiä on kehitetty, tulee asiantuntijamielipiteen osa merialueiden luokittelussa olemaan erittäin suuri (CIS2.4, 2003).

## 5.4 Luokkarajojen asettaminen

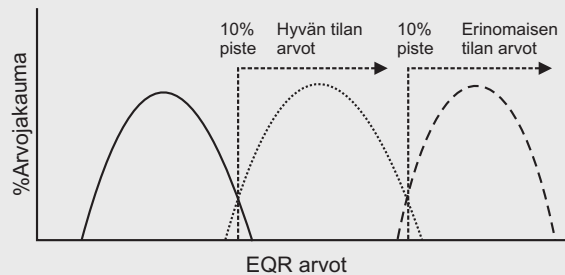
Luokkien välisten raja-arvojen määrittäminen asettaa haasteen. Direktiivin sanallisesti määritellyille eri luokille täytyy voida asettaa numeeriset EQR ylä- ja alarajat. Rajojen pitää olla sellaiset, että vääriä luokituksia ei tapahdu. Ihanteellisesti sekä luokkien määrä että niiden väliset luokkarajat pitäisi asettaa tilastollisesti, perustuen arvioihin luokittelun yhteydessä esiintyvistä virhemarginaaleista. Luokkien määrää ei ole kuitenkaan mahdollista valita tilastollisesti vesipuitedirektiivin luokittelujärjestelmän kaltaisessa järjestelmässä, joka vaatii alueiden välistä vertailua (Johnson, 2001). Vaikka luokkien määrä direktiivissä onkin jo ennalta määrätty viideksi, luokkien väliset rajat voidaan kuitenkin edelleen määrittellä tilastollisesti, jotta saadaan järkevät direktiivin luokkien sanallisia kuvauksia vastaavat numeeriset luokat. Sanallisille kuvauksille kuten "eroaa ainoastaan vähän" täytyy antaa tilastolliset perusteet. Näiden tulee perustua luonnon omaan vaihteluväliin vaikutusten mukaisesti, jotta arvot ovat ekologisen luokittelun edellytysten mukaisesti ekologisesti perusteltuja.

Tilastollisten testien perusteella voidaan osoittaa, millaiset arvot on mahdollista erottaa toisistaan tietyllä arvioidulla varianssilla ja rinnakkaisnäytteiden määrällä. Näin voidaan määrittää, mitä "vähäiset muutokset" tietyissä olosuhteissa tarkoittavat. Samoin voidaan myös laskea arvioitavista kohteista tarvittavat näytekoot, jotta kyseinen varianssi voidaan saavuttaa. Mitä suurempi laatutekijän luonnollinen vaihtelu on, sitä suuremman näytekoon seuranta vaatii. Vaikka sanallisille ilmaisuille "vähäiset muutokset" ja "kohtalaiset muutokset" voidaankin tilastollisesti luoda selkeät rajat, ovat nämä varianssiin perustuvat rajatkin kuitenkin täysin keinotekoisia (Pollard & Huxham, 1998). CIS 2.4 (2003) ovat määritelleet rajat siten, että "erittäin vähäiset vaikutukset" ovat sellaisia, jotka voidaan juuri ja juuri havaita, ja havaittu muutos on

#### TIETOLAATIKKO 4. ERILAISIA MENETELMIÄ LUOKKARAJOJEN ASETTAMISEKSI

**Vaihtoehto 1:** (Käyttökelpoinen, jos dataa on riittävästi)

- 1) Laatutekijää kuvastavan mittarin arvoista lasketaan sopiva tilastotieteellinen arvo, kuten mediaani tai keskiarvo, jota käytetään vertailuarvona.
- 2) Vertailuolosuhteiden saavuttamat arvot normalisoidaan jakamalla tällä vertailuarvolla, milloin saadaan vertailuolosuhteiden EQR vaihteluväli.
- 3) Näiden vertailuolosuhteita kuvaavien EQR lukujen jakaumasta valitaan sopiva arvo kuvastamaan erinomaisen ja hyvän rajaa valitsemalla haluttu prosenttipiste.
- 4) Yllä oleva menettely toistetaan hyvistä oloista havaituille arvoille, jotka on normalisoitu vertailuarvon avulla, jotta voidaan asettaa raja hyvän ja tyydyttävän välille (CIS2.3, 2003).

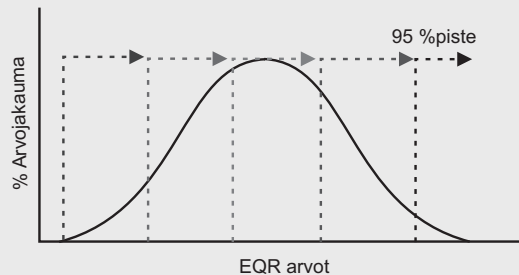


**Vaihtoehto 2:** (Käyttökelpoinen, jos dataa on hyvin vähän)

- 1) Muodostetaan alustava asiantuntijamielipiteeseen perustuva kokeellinen EQR arvojen asteikko, jonka katsotaan edustavan sopivia määrävälejä erinomaisesta huonoon laatuun.
- 2) Asteikkoa kokeillaan useilla aineistoilla, ja käytetään asiantuntijamielipidettä vertatessa aikaansaattua luokittelua direktiivin sanallisiin kuvauksiin.
- 3) Muokataan asteikkoa ja toistetaan testaus aineistoilla, jos tämä osoittautuu tarpeelliseksi, kunnes direktiivin sanallisia kuvauksia vastaava numeerinen asteikko on saatu aikaiseksi (CIS2.3, 2003).

**Vaihtoehto 3:** (Jos dataa on vähän ja päätös siitä missä rajojen tulisi kulkea on vaikea)

- 1) Valitaan sopiva tilastotieteellinen arvo edustamaan vertailuarvoa.
- 2) Lasketaan EQR arvot koko aineistolle normalisoimalla havaitut arvot vertailuarvolla.
- 3) Päätetään, mihin sijoittaa "yläankkuri" ja kuinka leveä vertailuolosuhteiden kais-tasta tulee valitsemalla sopiva tilastotieteellinen arvo (esim. 95 prosenttipiste) vertailuolosuhteiden jakautumisen mukaan. Vertailuolosuhteiden luonnollinen vaihtelu vaikuttaa arvon valintaan. Sama arvo asetetaan erinomaisen ja hyvän tilan luokkarajaksi.
- 4) Muut luokkarajat asetetaan jakamalla jäljellejäävät arvot tasavälisille prosenttipis-teille (CIS2.3, 2003).

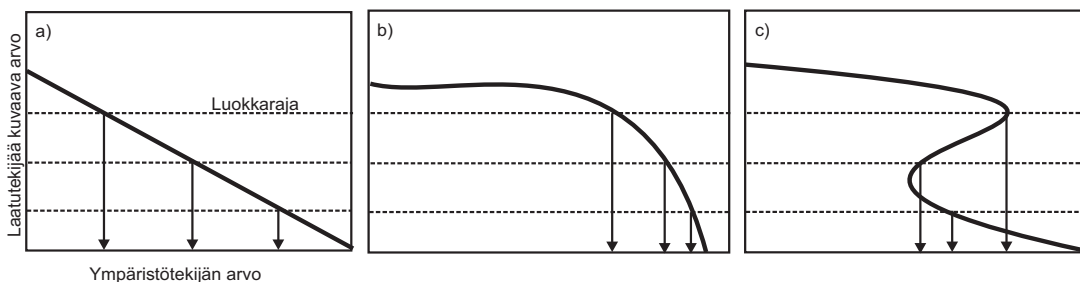


erittäin todennäköisesti ihmisen toiminnasta aiheutuva. He ehdottavat että "vähäiset vaikutukset" voitaisiin määrittellä tietyille luotettavuusrajoille. Johnson (2001) on sen sijaan tulkinnut yllä olevan hyvään luokkaa kuvaavan ”eroa ainoastaan vähän” erinomaisista oloista niin, ettei näiden kahden luokan ero saa olla tilastotieteellisesti merkittävä, kun taas muiden luokkien ero erinomaisesta on merkittävä.

Luokittelussa tarvitaan hyvät taustatiedot ihmisen toiminnan aiheuttamien vaikutusten arvioimiseen liittyvistä variansseista ja virhemarginaaleista. Raja-arvoihin ja siten kunkin luokan sisältämiin arvoihin pitäisi myös kyetä sisällyttämään tietty määrä varianssia. Tietolaatikko 4. sisältää ehdotuksia siitä, kuinka luokkarajat voidaan määrittellä tilastollisesti. Kun rajat on asetettu, täytyy tietää, millä todennäköisyydellä yksittäinen laatutekijä asettuu väärään luokkaan, ja kuinka todennäköisesti koko vesimuodostuma luokituu väärin, kun kaikkien laatutekijöiden arvot on yhdistetty. Luokkien määrän kasvaessa väärinluokittelun vaara kasvaa, samoin kun direktiivin käyttämän "jokainen laatutekijä erikseen" periaatetta käyttävässä järjestelmässä tekee myös käytettyjen laatutekijöiden määrä (Johnson, 2001).

Kaikki asetetut luokkarajat ovat kuitenkin keinotekoisia, eivätkä edusta oikeaa ekologista rajaa. Luokkarajojen asettamisessa täytyy myös huomioida laatutekijän ja sen edustaman ekologisen arvon välinen yhteys, joka ei välttämättä ole lineaarinen, vaan se voi olla myös käyräviivainen (Kuva 5.2) (de Wilde, 2002). Näin ollen luokkarajoja ei voida asettaa tasavälein, vaan EQR arvojen ja varsinaisten ekologisten vaikutusten välinen suhde on oltava tiedossa raja-arvoja asettaessa.

Luokkien raja-arvot määritellään erikseen jokaiselle pintavesityypille. Jokaiselle laatutekijälle asetetaan omat luokkarajat, ja jos laatutekijää kuvaamaan on valittu useampi kuin yksi mittari, jokaiselle mittarille asetetaan omat luokkarajat. Jos yhtä laatutekijää kuvaavia mittareita on useita, voidaan ne ennen EQR:n laskemista myös yhdistää indeksiksi. Tällöin havaittuja indeksiarvoja verrataan vertailuolosuhteiden vastaavaan indeksiarvoon, ja laatutekijä saa vain yhden EQR arvon ja siten yhden luokkarajan. Luokkarajojen tulee kuvastaa kyseisen laatutekijän edustamaa osaa sanallisesta luokittelusta. Saavutetut arvot eri laatutekijöiden erinomainen/hyvä hyvä/tydyttävä rajoilla voivat olla erilaiset, riippuen käytetystä luokitteluvälineestä ja sen arvojen jakautumisesta.



Kuva 5.2 Laatutekijää kuvaavan parametrin arvojen ja niille asetettujen luokkarajojen suhde varsinaisen ympäristötekijän arvoon erilaisissa tilanteissa. (Muokattu lähteestä de Wilde, 2002)

## 5.5 Biologisia tekijöitä tukevat tekijät

Direktiivissä on useita kohtia joiden on katsottu jättävän lukijalle paljon tulkinnan varaa (Tietolaatikko 5.). Yksi paljon keskustelua herättäneistä tulkinnanvaraisuuksista koskee sitä kuinka eri laatutekijöitä tulisi käyttää ekologista luokittelua toteutettaessa. Biologisten ja niitä tukevien fysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten laatutekijöiden suhteesta luokittelussa on erityisesti ollut erilaisia näkemyksiä. 'Biologinen

näkökanta' on, että luokan tulisi määräytyä pääasiassa biologisten tekijöiden perusteella, koska muut tekijät on direktiivissä mainittu tukeviksi tekijöiksi. Toinen esitetty näkökanta on se, että kaikilla laatutekijöillä on luokittelussa sama painoarvo (de Wilde, 2002). Direktiiviä on myös kritisoitu siitä, että se ottaa huomioon useita abioottisia ja bioottisia näkökulmia, mutta unohtaa korostaa näiden yhteyttä toisiinsa. Onkin ehdotettu, että yleisiä fysikaalis-kemiallisia tekijöitä kuten happipitoisuutta, pH:ta, ravinnetasoa ja näkösyvyyttä tulisi tarkastella yhdessä biologisten tekijöiden kanssa silloin, kun niiden välillä on riippuvuus (Kairesalo & Nykänen, 2002; van den Berg ym., 2002). EU:n asettaman ECOSTAT työryhmän luokittelua koskeva ohjeistus on pyrkinyt selkeyttämään tätä tilannetta.

Biologisia tekijöitä tukeville hydrologis-morfologisille ja fysikaalis-kemiallisille tekijöille ei kehitetä vertailuarvoja, eikä siten lasketa ekologista laatusuhdetta. Nämä tekijät luokitellaan sen mukaan, tukevatko ne kyseiselle laatuluokalle määritellyjä biologisia arvoja. Tukevat laatutekijät voivat lopulta ainoastaan vaikuttaa erinomaisen tai hyvän luokan saavuttamiseen. Biologisia tekijöitä tukevat hydrologis-morfologiset tekijät ovat aktiivisesti mukana vain erinomaisen tilan, eli vertailuolosuhteiden, määrittämisessä. Hydrologis-morfologisten tekijöiden kohdalla arvioidaan vastaavatko ne tyyppille häiriintymättömissä oloissa ominaisia oloja, jolloin ne tukevat erinomaista tilaa. Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden arvot vaikuttavat erinomaisen ja hyvän luokan saavuttamiseen. Yleisten fysikaalis-kemiallisten tekijöiden katsotaan tukevan erinomaista tilaa, jos ne vastaavat tyyppille ominaisia, lähes häiriintymättömiä olosuhteita. Hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi yleisten fysikaalis-kemiallisten tekijöiden täytyy pysyä niille annettujen hyvää tilaa kuvaavien normien sisällä. Nämä normit asetetaan tyyppikohtaisesti siten, että normien fysikaalis-kemialliset arvot tukevat kyseisen

#### **TIETOLAATIKKO 5. TULKINNANVARAISUUS DIREKTIIVIN TEKSTISSÄ**

"Erittäin vähäiset muutokset", "vähäiset muutokset" ja "kohtalaiset muutokset" – direktiivissä ei ole selkeitä rajoja tai ohjeita, miten nämä määritellään. Direktiivissä esitetty pelkkä sanallinen ohjeistus voi tuoda erinomaisen tilan ja siten vertailuolosuhteiden asettamiseen suuren määrän subjektiivisuutta, koska ainoa vertailukohta "erittäin vähäisten muutosten" määrittelyssä on, että niiden pitää olla pienempiä kuin "vähäiset muutokset". Jos nämä termit tulkitaan eri maissa eri tavalla luokittelun vertaavuus kärsii. Yhteisymmärrys on saavutettava viimeistään interkalibrointimenettelyssä.

"On saavutettava riittävä vertailuarvojen luotettavuustaso" ja "luokituksessa saavutetaan riittävä luotettavuus ja tarkkuus" – vertailuolosuhteiden laatimisessa (liite II osa 1.3) ja luokittelussa käytettävien laatutekijöitä kuvaavien parametrien valinnassa (liite V osa 1.3) vaaditaan riittävää luotettavuustasoa, mutta ei ole selvitetty, mikä tämä riittävä taso on (CIS2.3, 2003).

Biologiset ja biologisia tekijöitä tukevat kemialliset tekijät – näiden suhde toisiinsa ja käyttö ekologisessa luokittelussa on edelleen epäselvää, ja on kansainvälisen keskustelun kohteena.

Perusteet laatutekijöiden jättämiseen luokittelun ulkopuolelle – direktiivi ei anna selkeää selitystä miten tietyn laatutekijän jättäminen luokittelun ulkopuolelle voidaan perustella.

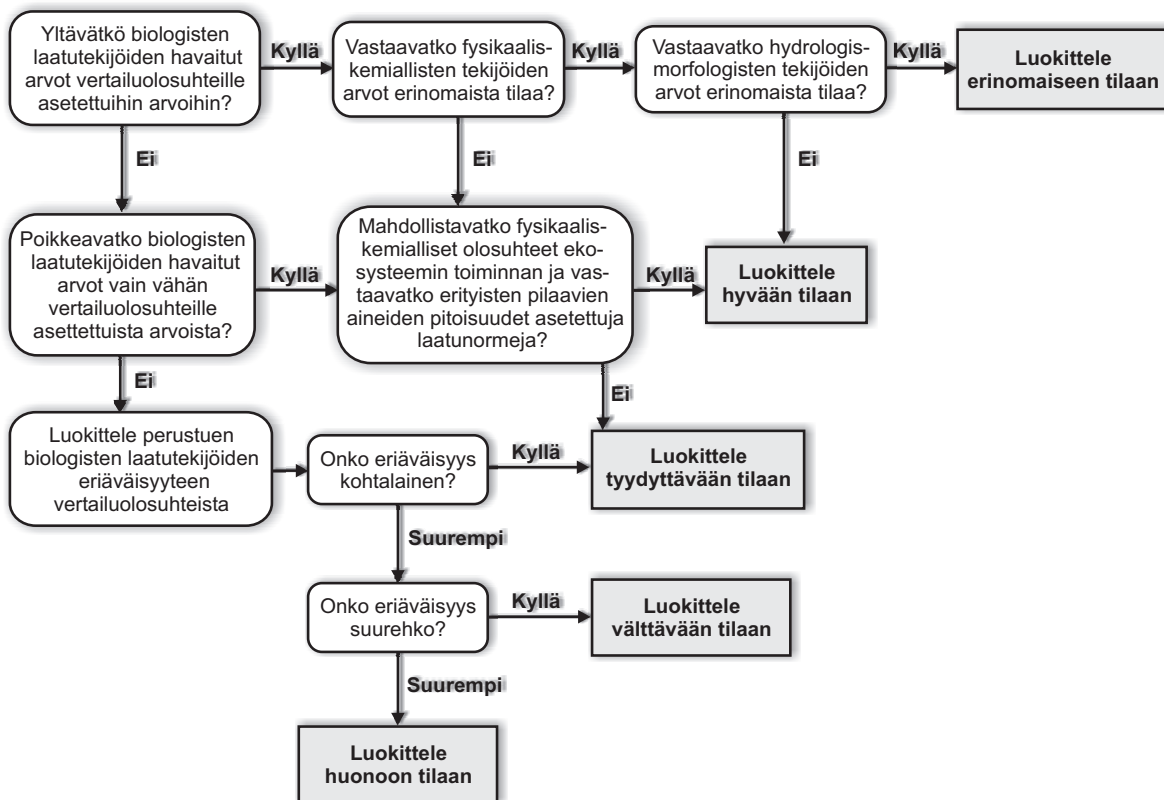
"Eriyiset" tai "yksilöidyt" pilaavat aineet – suomenkielisessä direktiiviversiossa on käytetty kahta eriävää termiä eri kohdissa tekstiä (englanninkielisessä direktiivissä molemmissa kohdissa on käytetty termiä "specific"). Direktiivi ei myöskään ohjeista, mitä aineita näihin erityisiin tai yksilöityihin pilaaviin aineisiin pitäisi lukea.

Ekologinen laatusuhde (EQR) – on edelleen epäselvää, miten tämä lopulta lasketaan, ja kuinka sitä tulkitaan. Kansainvälisessä keskustelussa on esitetty muun muassa huolia siitä, kuinka seurannasta saatujen tuloksien vaihteluväliä voidaan verrata vertailuolosuhteiden vaihteluväliin.



ekosysteemin toimintaa ja mahdollistavat hyvän tilan vaatimien biologisten arvojen esiintymisen. Yksilöidyt pilaavat aineet eivät saa erinomaisessa tilassa ylittää normaa- leja taustapitoisuuksia, jotka synteettisille aineille vastaavat nollaa. Hyvän tilan saa- vuttamiseksi yksilöidyt pilaavat aineet eivät saa ylittää direktiivin mukaisesti asetettu- ja kansallisia ympäristölaatuunormeja.

Erinomaisen tilan kohdalla vesimuodostuma luokitellaan biologisten ja fysikaalis- kemiallisten ja hydrologis-morfologisten tekijöiden perusteella, sen mukaan mikä näistä on huonoin. Hyvän tilan kohdalla vesimuodostuma luokitellaan biologisten ja fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden perusteella, sen mukaan kumpi näistä on huo- nompi. Esimerkiksi, vesimuodostuma joka on biologisten tekijöiden mukaan hyvässä tilassa, mutta fysikaalis-kemialliset tekijät eivät saavuta hyvän tilan vaatimia arvoja, luokitellaan tyydyttävään tilaan (Kuva 5.3). Tyydyttävä tila ja sitä huonommat tilat luokitellaan puhtaasti biologisin perustein, koska fysikaalis-kemiallisten tekijöiden osalta vaatimuksena on vain, että nämä laatutekijät eivät haittaa kyseistä tilaa kuvaavien biologisten arvojen saavuttamista, mikä taas on itsestään selvää, jos kyseisen luokan saavuttavat biologiset arvot on havaittu (Taulukko 3.2.).



Kuva 5.3 Biologisten laatutekijöiden ja niitä tukevien fysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten laatutekijöiden suhde vesimuodostumien tilan luokittelussa. (Kuva on muokattu EU:n asettaman ECOSTAT työryhmän luokittelua koskevan ohjeistuksen versiosta 2.)

Yleisille fysikaalis-kemiallisille laatutekijöille asetettavien erinomaista ja hyvää tilaa kuvaavien laatuvaatimusten tulee olla niin ekologisesti merkityksellisiä, kuin on mahdollista saatavilla olevan tiedon perusteella. Alussa nämä arvot todennäköisesti perustuvat osittain puutteelliseen tietoon, ja niitä tulisi tarkentaa uuden tiedon myötä. ECOSTAT:in luokitteluoheistuksessa esitetään varmennusmenetelmä, jonka kautta näitä fysikaalis-kemiallisille tekijöille asetettuja raja-arvoja voidaan tarkistaa, jos ne eivät mene yksiin biologisten tekijöiden tuottaman luokittelun kanssa. Tarkistusmenettelyn tulisi olla osa jokaista hoitosuunnitelmakautta.

Koska fysikaalis-kemiallisia tekijöitä on käytetty kuvaamaan vesien tilaa ja menetelmiä kehitelty paljon kauemmin kuin biologisia menetelmiä, voivat ne aluksi antaa paremman ja luotettavamman kuvan vesien tilasta kuin uudemmat vielä kehitteillä olevat biologiset menetelmät. Tämä ei kuitenkaan tarkoita että biologiset tekijät voitaisiin korvata fysikaalis-kemiallisilla tekijöillä, direktiivi vaatii molempien käyttöä luokittelussa. (ECOSTAT, 2003)

## 6. INTERKALIBROINTI

Biologisten laatutekijöiden luokkarajat erinomaisen ja hyvän sekä hyvän ja tyydyttävän välillä määritellään Euroopan komission järjestämässä interkalibroitimenettelyssä vuosien 2005-2006 aikana. Interkalibroinnin päämääränä on varmistaa eri jäsenmaiden seurantatulosten ja luokkajakojen vertailukelpoisuus. Tämä tarkoittaa sitä, että direktiivin sanallisille kuvauksille erinomaisesta ja hyvästä pintaveden tilasta kehitetään yhteinen tulkinta, huolimatta siitä, että eri jäsenvaltioilla on erilaiset seuranta- ja luokittelujärjestelmät.

Direktiivin mukaan interkalibroitiverkoston tulisi pintavesien osalta sisältyä jokaisesta tietyllä luonnonmaantieteellisellä alueella esiintyvistä pintavesimuodostumatyyppistä ainakin kaksi paikkaa, jotka sijoittuvat normatiivisten määritelmien mukaisesti erinomaisen ja hyvän tilan rajalle ja ainakin kaksi paikkaa, jotka sijoittuvat hyvän ja tyydyttävän tilan rajalle. Interkalibrointi ”paikat” koostuvat kokonaisista vesimuodostumista, koska luokittelu kohdistuu vesimuodostumiin, ja niiden tulee aina kuulua vain yhteen luokkaan (CIS2.5, 2003). Verkostoon valittujen paikkojen tulisi edustaa kunkin jäsenvaltion näkemystä siitä, mitä direktiivin sanalliset kuvaukset käytännössä tarkoittavat. Suomi on ehdottanut yhteensä 11 rannikkovesipaikkaa interkalibroitiverkoston. Paikkoja valittaessa on käytetty asiantuntija-arviota, joka perustuu yhteistarkasteluihin ja kaikkeen muuhun saatavissa olevaan tietoon, mukaan lukien paineiden arviointi.

Interkalibroinnissa kunkin jäsenvaltion seurantajärjestelmää on tarkoitus soveltaa niihin interkalibroitiverkkoon kuuluviin paikkoihin, jotka edustavat sellaisia vesimuodostumatyyppisiä, joihin tätä järjestelmää tullaan tulevaisuudessa seurannassa käyttämään. Tämän soveltamisen tuloksena asetetaan erinomainen/hyvä ja hyvä/tyydyttävä luokkarajojen numeeriset (EQR) arvot jokaiselle vesimuodostumatyyppille, kunkin jäsenvaltion oman järjestelmän mukaisesti niin, että lopputuloksena on samalle alueelle sama luokka kaikkien verrattavien jäsenvaltioiden luokittelujärjestelmillä (CIS2.5, 2003). Käytännössä interkalibrointi tehdään merialuekohtaisten työryhmien (Geographical Intercalibration Group, GIG) kautta. Suomella on yhteisiä rannikkovesityyppejä ainoastaan Ruotsin kanssa. Interkalibroinnissa käytettävän kansainvälisen tyyppiä mukaisia yhteisiä tyyppisiä on Ruotsilla ja Suomella neljä, joista alustavasti kolme tullaan interkalibroimaan.

Interkalibroitikaan ei todennäköisesti tule sujumaan ongelmitta. Direktiivin mukainen aikataulu interkalibroinnin toteuttamiselle ei aivan soinnu yhteen direktiivin muiden osien, kuten tyypittelyn ja paineiden arvioinnin toteuttamisen kanssa. Interkalibroitiverkoston ensimmäisen luonnoksen täytyi olla valmis ennen kuin jäsenmaiden oli pitänyt viimeistellä tyypittelynsä. Näin ollen paikat on osittain valittu keskeneräisen tyypittelyn perusteella. Siten sopivien tyyppikohtaisia luokkarajoja edustavien interkalibroitipaikkojen valitseminen on ollut hankalaa.

Interkalibroinnin alkaessa tulisi kullakin interkalibroitavalla tyyppillä olla jo omat tyyppikohtaiset vertailuolosuhteensa. Interkalibroitavilta alueilta ei kuitenkaan välttämättä ole tarjolla riittävästi tarpeellista tietoa, johon vertailuolosuhteet ja luokkarajat voitaisiin perustaa. Tämänhetkisessä tilanteessa asiantuntijamielipiteellä tuleekin olemaan suuri rooli sekä vertailuolosuhteita että luokkarajoja asettaessa. Tietojen puute ja muut vaikeudet voivat johtaa siihen, että interkalibroitimenettely voidaan toteuttaa vain osassa tyypeistä ja osoittaa vain osiin paineista perustuvat luokkarajat (CIS2.5, 2003).

Vuosina 2005-2006 toteutettava interkalibrointimenettely tulee siis perustumaan puutteelliseen tietoon sekä osittain kehityksen alla oleviin seuranta- ja luokittelujärjestelmiin, jolloin toivottua yhtenäistä luokittelua voi olla vaikeaa saada aikaan. Interkalibrointiin perehtyneen CIS2.5 työryhmän mielestä interkalibrointi onkin tärkeää toistaa, kun jäsenvaltioiden seuranta- ja luokittelujärjestelmät on viimeistely ja otettu käytäntöön. Työryhmä on myös päätellyt, että vaikka sitä ei olekaan direktiivissä suoraan mainittu, interkalibroinnin toistaminen on epäsuorasti sisällytetty tyypittelyn ja vertailuolosuhteiden ajoittaiseen tarkastukseen ja uusimiseen. Lisäksi uusien menetelmien ja mittareiden sekä uusien standardien kehittäminen vaativat interkalibroinnin tarkastamista (CIS2.5, 2003).

# LÄHDELUETTELO

- Borja, A., Franco, J. & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuaries and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40(12): 1100-1114
- CIS2.3 (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No 10. Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- CIS2.4 (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No 5. Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.4 - COAST. Office for Official Publications of the European Communities Produced by Working Group 2.4 - COAST, Luxembourg.
- CIS2.5 (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No 6. Towards a Guidance on Establishment of the Intercalibration Network and the Process on the Intercalibration Exercise. Produced by Working Group 2.5 - Intercalibration. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- CIS2.7 (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No 7. Monitoring under the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.7 - Monitoring. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Danilov, R. A. & Ekelund, N. G. (2001). Comparative studies on the usefulness of seven ecological indices for the marine coastal monitoring close to the shore on the Swedish east coast. *Environmental Monitoring and Assessment* 66: 265-279
- de Wilde, A. J. (2002). Setting Classboundaries for the Classification of Rivers and Lakes in Europe - Final Report. Royal Haskoning, Haskoning Nederland BV Water.
- D'Eugenio, J., Rosenbaum, S., Pollard, P., Austin, I., Mohaupt, V., Marsden, M., Irmer, U., Vincent, C., Heiskanen, A.-S., Noel, C., Davy, T. & Nixon, S. (2002). Horizontal guidance on the application of the term "water body" in the context of the Water Framework Directive. CIS Agenda Item 9: DRAFT version 6.
- ECOSTAT (2003). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Final version agreed on the meeting of the Water Directors on 24/25 November 2003 in Rome. Unpublished report of the Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2 A Ecological Status (ECOSTAT).
- Ellien, C., Thiebaut, É., Barnay, A.-S., Dauvin, J.-C., Gentil, F. & Salomon, J.-C. (2000). The influence of variability in larval dispersal on the dynamics of a marine metapopulation in the eastern Channel. *Oceanologica Acta* 23(4): 423-442
- Engle, V. D. (2000). Application of the indicator evaluation guidelines to an index of benthic condition for Gulf of Mexico estuaries. Teoksessa: Jackson, L. E., Kurtz, J. C. & Fisher, W. S. (Toim.) Evaluation Guidelines for Ecological Indicators. EPA/620/R-99/005, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC. Sivut 3/1-3/29

- Gibson, G. R., Bowman, M. L., Gerritsen, J. & Snyder, B. D. (2000). Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA 822-B00-024. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Grall, J. & Glémarec, M. (1997). Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44(Supplement A): 43-53
- Holmes, P. J. (1995). The Classification of Estuarine and Coastal Waters in Scotland. [Unpublished Report]. Presented at the 25th Annual Symposium of the Estuarine and Coastal Sciences Association 11th -16th September 1995 Trinity College, University of Dublin.
- Jacobson, P. T. (2000). Evaluation of multi-metric bioassessment as an approach for assessing impacts of entrainment and impingement under Section 316(b) of the Clean Water Act. *Environmental Science and Policy* 3: S107-S115
- Johnson, R. K. (2001). Defining reference condition and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment. [Unpublished] Background document for the CIS 2.3 Working Group REFCOND
- Johnson, R. K. (2002). Reference conditions and validation. Teoksessa: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (Toim.) Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002:266. Nordic Council of Ministers. Sivut 32-34
- Jordan, S. J. & Vaas, P. A. (2000). An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. *Environmental Science and Policy* 3: S59-S88
- Kairesalo, T. & Nykänen, M. (2002). A tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive and its verification with Finnish lake data. Teoksessa: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (Toim.) Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002:266. Nordic Council of Ministers. Sivut 77-81
- Kallis, G. & Butler, D. (2001). The EU Framework Directive: measures and implications. *Water Policy* 3: 125-142
- McLusky, D. S. & Martins, T. (1998). Long-term Study of an Estuarine Mudflat Subjected to Petro-chemical Discharges. *Marine Pollution Bulletin* 36(10): 791-798
- Olsgard, F. (1999). Effects of Copper Contamination on Recolonisation of Subtidal Marine Soft Sediments - an Experimental Field Study. *Marine Pollution Bulletin* 38(6): 448-462
- Panayotidis, P., Feretopoulou, J. & Montesanto, B. (1999). Benthic Vegetation as an Ecological Quality Descriptor in an Eastern Mediterranean Coastal Area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 205-214
- Pollard, P. & Huxham, M. (1998). The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 773-792
- Roux, D. J., Kempster, P. L., Kleynhans, C. J., van Vliet, H. R. & du Preez, H. H. (1999). Integrating Stressor and Response Monitoring into a Resource-Based Water-Quality Assessment Framework. *Environmental Management* 23(1): 15-30
- Ruoppa, M. & Sweeting, R. (2002). The Water Framework Directive Methods and CEN. Teoksessa: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (Toim.) Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002:266. Nordic Council of Ministers. Sivut 103-108
- Simon, T. P. (2000). The use of biological criteria as a tool for water resource management. *Environmental Science & Policy* 3: S43-S49

- Tsirtsis, G. & Karydis, M. (1998). Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 50: 255-269
- van den Berg, M. S., van der Molen, D. T. & Boers, P. C. M. (2002). Setting up reference conditions for phytoplankton, turbidity and submerged macrophytes in Dutch Lakes. Teoksessa: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (Toim.) Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002:266. Nordic Council of Ministers. Sivut 28-31
- Yoder, C. O. & Rankin, E. T. (1999). *Biological Criteria for Water Resource Management*. Teoksessa: Schulze, P. C. (Toim.) *Measures of Environmental Performance and Ecosystem Condition*. National Academy Press, Washington, D.C. Sivut 227-259

# KUVAILULEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)	Julkaisu-aika Maaliskuu 2005
Tekijä(t)	Anna Nöjd, Pirkko Kauppila ja Saara Bäck	
Julkaisun nimi	Rannikkovesien ekologisen luokittelun perusteita - yhteenvedo eurooppalaisista tyypittelyn, luokittelun ja seurannan ohjeistuksista	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetissä: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut</a>	
Tiivistelmä	<p>Raportissa esitellään EU:n vesipuitedirektiivin myötä kehitettävän ekologisen luokittelun taustaa ja perusteita rannikkovesien osalta. Tekstissä tarkastellaan sekä direktiivissä annettuja määritelmiä että EU:n asettamien, yhteistä lähestymistapaa (Common Implementation Strategy, CIS) työstäneiden työryhmien näkemyksiä ja tulkintoja direktiivin tekstistä. Raportissa käydään läpi direktiivissä rannikkovesien luokitteluun sisällytetyt laatutekijät, sekä selitetään vertailuolosuhteet ja ekologinen laatusuhde (ecological quality ratio, EQR). Siinä esitellään myös direktiivissä esitetyt menetelmät vertailuolosuhteiden määrittämiseksi, ja pohditaan niiden käyttökelpoisuutta. Raportissa tarkastellaan sekä direktiivissä lueteltuja että työryhmien ohjeistuksissaan esittämiä kriteereitä luokittelussa käytettävien laatutekijöiden ja muuttujien valitsemiseksi. Lisäksi esitellään lyhyesti vaihtoehtoisia menetelmiä luokkarajojen asettamiseksi. Lopuksi tarkastellaan biologisten tekijöiden ja niitä tukevien fysikaalis-kemiallisten ja hydrologis-morfologisten tekijöiden suhdetta luokittelussa ja annetaan katsaus interkalibrointiprosessista, jonka avulla on tarkoitus varmistaa eri maiden luokittelutulosten vertailukelpoisuus.</p>	
Asiasanat	Vesipuitedirektiivi, rannikkovedet, ekologinen luokittelu	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen moniste 319	
Julkaisun teema		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/ toimeksiantaja		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1455-0792	ISBN 952-11-1936-5 (nid.) 952-11-1937-3 (pdf)
	Sivuja 40	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), asiakaspalvelu, PL 140, 00251 Helsinki Puh. (09) 40300100 Faksi (09)40300190	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2005	
Muut tiedot		



# PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum	Mars 2005
Författare	Anna Nöjd, Pirkko Kauppila och Saara Bäck		
Publikationens titel	Grunderna för kustvattnens ekologiska klassificering - sammandrag över den europeiska handledning för typindelning, klassificering och uppföljning		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut</a>		
Sammandrag	I rapporten presenteras bakgrunden till och grunden för den ekologiska typindelningen av kustvattnen som utvecklas i samband med EU:s ramdirektiv för vattenpolitiken. I texten granskas både de definitioner som anges i direktivet och de synpunkter och tolkningar av direktivets texter som de av EU tillsatta arbetsgrupperna för en gemensam tolkning (Common Implementation Strategy) kommit fram till. I rapporten behandlas de kvalitetsfaktorer som innefattas av direktivet för kustvatten, och jämförelseförhållandena och den ekologiska kvalitetskvoten (ecological quality ratio, EQR) förklaras. I rapporten behandlas också de metoder för att bestämma jämförelseförhållandena som framförs i direktivet, och metodernas användbarhet diskuteras. I rapporten granskas de kriterier för typindelning som uppräknas i direktivet och som arbetsgrupperna ger i sina instruktioner för val av kvalitetsfaktorer och variabler. Dessutom ges en kort presentation av alternativa metoder för uppsättande av klassgränser. Till sist granskas förhållandet mellan biologiska faktorer och till dem bundna fysikalisk-kemiska och hydrologisk-morfologiska faktorer i typindelningen. Det ges också en översikt av den interkalibreringsprocess med vars hjälp man vill säkerställa jämförbarheten av typindelningen i olika länder.		
Nyckelord	Vattendirektiv, kustvatten, ekologisk typindelning		
Publikationsserie och nummer	Suomen ympäristökeskuksen moniste 319		
Publikationens tema			
Projektets namn och nummer			
Finansiär/ uppgångsgivare			
Organisationer i projektgruppen			
	ISSN 1455-0792	ISBN 952-11-1936-5 (inb.) 952-11-1937-3 (pdf)	
	Sidantal 40	Språk Finska	
	Offentlighet Offentlig	Pris	
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral (SYKE), kundservice, PB 140, 00251 Helsingfors Tel. (09) 40300100, Fax (09)40300190		
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors, Finland		
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2005		
Övriga uppgifter			

# DOCUMENTATION PAGE

Publisher	Finnish Environment Institute	Date	March 2005
Author(s)	Anna Nöjd, Pirkko Kauppila and Saara Bäck		
Title of publication	Principles of the Ecological Classification of Coastal Waters - a synthesis of the European guidance documents on typology, classification and monitoring		
Parts of publication/ other project publications	The publication is available on the internet: <a href="http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut">http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut</a>		
Abstract	<p>The report gives an overview of the ecological classification of coastal waters according to the EC water framework directive. It incorporates both text from the directive and the viewpoints and re-reflections of the Common Implementation Strategy (CIS) working groups, set by the commission, on the practical issues regarding implementation of the directive. The report lists the quality elements to be used in the ecological classification of coastal waters, and explains the concepts of reference conditions and the ecological quality ratio (EQR). The methods given in the directive for determining reference conditions are also listed and their potential usefulness in different circumstances is discussed. Criteria for the inclusion of quality elements and the parameters representing them, both those given in the directive and those in the guidance documents produced by the working groups, are discussed, as well as various suggestions for ways to set class boundaries. Finally the report takes a closer look at the roles of the biological quality elements and the supporting physico-chemical and hydro-morphological quality elements in the classification, and gives a short introduction to the intercalibration process, that aims to achieve comparability between the different countries classification systems.</p>		
Keywords	Water framework directive, coastal waters, ecological classification		
Publication series and number	Suomen ympäristökeskuksen moniste 319		
Theme of publication			
Project name and number, if any			
Financier/ commissioner			
Project organization			
	ISSN 1455-0792	ISBN 952-11-1936-5 (print) 952-11-1937-3 (pdf)	
	No. of pages 40	Language Finnish	
	Restrictions Public	Price	
For sale at/ distributor	Finnish Environment Institute (SYKE), Customer service, PO Box 140, 00251 Helsinki Tel. (09) 40300100 Fax (09) 40300190		
Financier of publication	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O.Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland		
Printing place and year	Edita Prima Ltd, Helsinki 2005		
Other information			

ISBN 952-11-1936-5 (nid.)  
ISBN 952-11-1937-3 (PDF)  
ISSN 1455-0792

