

**Epifyyttisten rihmalevien käyttökelpoisuus rehevöitymisen
bioindikaattorina sekä rantalaidunten ja muiden
ympäristötekijöiden vaikutus vedenlaatuun Perämerellä**

Elli Pesonen

Pro gradu -tutkielma

791619S

Maantieteen tutkinto-ohjelma

Oulun yliopisto

9.3.2023

Yksikkö: Maantieteen tutkimusyksikkö	Pääaine: Maantiede	
Tekijä (Sukunimi ja etunimet, myös entinen sukunimi): Elli Julianna Pesonen	Opiskelija-numero: Y48354205	Tutkielman sivumäärä: 84 s. + III liit.
Tutkielman nimi (suomeksi; muun kielinen nimi ilmoitetaan vain jos se on tutkielman kieli): Epifyyttisten rihmalevien käyttökelpoisuus rehevöitymisen bioindikaattorina sekä rantalaidunten ja muiden ympäristökiteijöiden vaikutus vedenlaatuun Perämerellä		
Asia-sanat: Epifyyttiset rihmalevät, rantalaitumet, maankäyttö, ravinteet, näkösyvyys, rehevöityminen, Perämeri		
Tiivistelmä (kirjoitetaan vapaamuotoisesti, selväsanaisesti ja lyhyin lauserakentein, ks. ohje seuraavalla sivulla): <p>Rehevöityminen on yksi merkittävimistä Itämeren elinympäristöä uhkaavista ilmiöistä. Tärkein sitä aiheuttava tekijä on ravinteiden, erityisesti fosforin ja typen, lisääntyminen vesistöissä. Rehevöityminen aiheuttaa esimerkiksi vesistöjen perustuotannon lisääntymistä, näkösyvyyden heikentymistä ja alueellisia happikatoja. Jotta rehevöitymistä voidaan havainnoida ja sen vaikutuksiin puuttua jo varhaisessa vaiheessa, on sitä ilmentävien bioindikaattoreiden löytäminen hyvin tärkeää. Itämeren eri osat ovat ominaisuuksiltaan ja olosuhteiltaan vaihtelevia, ja merenhoidon toimien tehostamiseksi bioindikaattorien käyttökelpoisuutta on arvioitava myös alueellisesti. Itämeren eri osien rehevöitymisen havainnointi vaatii myös siihen alueellisesti vaikuttavien tekijöiden tarkastelua. Tällaisia ovat esimerkiksi maankäyttömuodot. Näin saadaan tarkempaa tietoa siitä, mitkä tekijät ja mekanismit vaikuttavat juuri tietyn alueen rehevöitymiseen.</p> <p>Tässä pro gradu -tutkielmassa tarkasteltiin epifyyttisten rihmalevien käyttökelpoisuutta rehevöitymisen bioindikaattorina Perämerellä. Sen lisäksi selvitettiin, mitkä maankäyttömuodot vaikuttavat eniten rehevöitymistä indikoiviin vedenlaatumuuttujiin, eli kokonaistyypeen, kokonaisfosforiin ja näkösyvyyteen. Maankäyttömuodoista erityisen tarkastelun kohteena olivat laidunnetut rantalaitumet. Tutkimusalue sijoittui Pohjois-Pohjanmaan rannikolle, alle 6 m syville vesialueille. Epifyyttisten rihmalevien aineisto on osa VELMU-ohjelmaa, ja rantalaidunten aineiston on tuottanut Ruokavirasto, Luonnonvarakeskus ja ProAgria Oulu. Aineistot muusta maankäytöstä ja vedenlaatumuuttujista saatiin Suomen ympäristökeskukselta. Epifyyttisten rihmalevien bioindikaattoriarvon selvittämiseen käytettiin korrelaatioanalyysiä, eniten vedenlaatumuuttujiin vaikuttavien ympäristömuuttujien selvittämiseksi hyödynnettiin lineaarista regressiomallia. Muita olennaisia menetelmiä olivat kriging-interpolaatio ja optimaalisten bufferikokojen määrittäminen.</p> <p>Epifyyttiset rihmalevät osoittautuivat käyttökelpoiseksi rehevöitymisen bioindikaattoriksi Perämerellä. Lähes kaikilla tutkielmassa tarkastelluilla maankäyttömuodoilla oli rehevöitymistä kiihdyttävää vaikutusta. Näistä ravinnekuormituksen lisääjänä korostuivat maatalous, metsät ja suot, ja näkösyvyyden heikentäjänä metsät, asuinalueet ja sisävedet. Tässä tutkielmassa rantalaitumilla ei havaittu olevan tilastollisesti merkittävää vaikutusta rehevöitymiseen, mutta aineiston ominaisuuksien takia niiden paikallista vaikutusta ei ollut mahdollista tarkastella. Tulosten tarkentaminen vaatisi useampia vedenlaadun havaintopisteitä. Tästä huolimatta tutkielman tulokset antoivat kuitenkin lisätietoa siitä, mitä asioita Perämeren rehevöitymisen tarkastelussa ja hillitsemisessä tulisi huomioida.</p>		
Muita tietoja: Tutkielma on tehty yhteistyössä Luonnonvarakeskuksen Rantalaidun-hankkeen ja Metsähallituksen kanssa.		
Päiväys: 09.03.2023		

Sisälllys

1. Johdanto	5
2. Suomen merialueiden tila ja merenhoito.....	10
3. Bioindikaattorit.....	11
3.1. Rihmalevät.....	11
4. Rehevöitymistä indikoivat vedenlaatumuuttajat.....	14
4.1. Ravinteet.....	14
4.2. Näkösyvyys	16
5. Maankäyttö Perämeren valuma-alueella	18
5.1. Maatalous.....	18
5.2. Metsät ja suot.....	19
5.3. Sisävedet.....	20
5.4. Rakennetut alueet	20
5.5. Rantalaitumet.....	22
6. Tutkimusalue	24
7. Aineistot ja menetelmät.....	28
7.1. Aineistot.....	28
7.1.1. Rihmaleväaineisto.....	28
7.1.2. Ympäristöaineistot	31
7.2. Menetelmät	33
7.2.1. Interpolointi.....	33
7.2.2. Biovolyyymi	34
7.2.3. Optimaalisten bufferikokojen määrittäminen.....	35
7.2.4. Lineaariset regressiomallit	36
8. Tulokset.....	39
8.1. Interpolaatiokartat.....	39

8.2. Epifyyttisten rihmalevien ja vedenlaatumuuttujien korrelaatioanalyysit	45
8.3. Optimaaliset bufferikoot.....	46
8.4. Vedenlaatumuuttujien lineaariset regressiomallit	47
9. Tulosten tarkastelu	51
9.1. Pohjois-Pohjanmaan rannikon rehevöityminen interpolaatiokarttojen perusteella	51
9.2. Epifyyttisten rihmalevien käyttökelpoisuus Perämeren rehevöitymisen bioindikaattorina.....	52
9.3. Vedenlaatumuuttujia selittävät ympäristötekijät	53
9.3.1. Maankäyttömuotojen ja vedenlaatumuuttujien väliset korrelaatioanalyysit.....	53
9.3.2. Lineaariset regressiomallit	54
9.4. Rantalaidunten vaikutus Perämeren rehevöitymiseen.....	57
9.5. Virhelähteet	58
9.5.1. Interpolaatiot.....	58
9.5.2. Epifyyttisten rihmalevien tarkastelun tulokset.....	59
9.5.3. Vedenlaatumuuttujien ja maankäyttömuotojen väliset korrelaatioanalyysit	60
9.5.4. Lineaariset regressiomallit.....	61
9.5.5. Rantalaidunten vaikutus vedenlaatuun	62
10. Tulevaisuus.....	63
11. Yhteenveto ja johtopäätökset	66
12. Lähteet.....	68
Liitteet	85

1. Johdanto

Rehevöityminen on yksi suurimmista Itämeren elinympäristöä ja ekosysteemejä uhkaavista ilmiöistä. Tärkein sitä aiheuttava tekijä on ravinteiden, etenkin fosforin ja typen lisääntyminen vesistöissä (Kiirikki ym. 2004: 7). Rehevöityminen johtaa meren perustuotannon lisääntymiseen, alueen eliölajiston yksipuolistumiseen, näkösyvyyden heikentymiseen, leväkukintojen nopeaan lisääntymiseen ja alueellisten happikatojen muodostumiseen (Ferreira ym. 2006: 434).

Itämeri on Pohjois- ja Keski-Euroopan väliin sijoittuva ainutlaatuinen merialue (kuva 1). Se jaettu useaan eri osaan, joista Suomen rajoja koskettavat Perämeri, Selkämeri, Merenkurkku, Ahvenanmeri, Saaristomeri ja Suomenlahti (Seifert & Kayser 1995 Meier & Kauker 2003: 2 mukaan). Itämeri on suhteellisen matala meri ja yksi maailman suurimmista murtovesialueista (Vopio 1981 Granskog ym. 2006: 145 mukaan), jonka suolapitoisuus on keskimäärin vain noin 7 promillea (Janssen ym. 1999). Itämeren ominaisuuksille on kuitenkin tyypillistä, että ne vaihtelevat meren eri osissa hyvinkin voimakkaasti (Elmgren & Larsson 2001 Bonsdorff ym. 2002: 372–373 mukaan), ja siksi rehevöitymistä ja sen taustalla vaikuttavia tekijöitä ja ilmiöitä on tärkeää tutkia alueellisesti tarkemmin. Siten esimerkiksi merialueiden olosuhteiden parantamiseen tähtääviä merenhoidon toimia voidaan muokata ja soveltaa Itämeren eri alueilla mahdollisimman tehokkaiden tulosten saavuttamiseksi.



Kuva 1. Itämeri ja sitä ympäröivät valtiot 2022.

Salo & Salovius-Lauren (2022: 8) kertovat artikkelissaan, että rehevöitymisen voimakkuutta ja muutoksia voidaan tutkia ja havainnoida esimerkiksi bioindikaattorien avulla. Keskitalo ym. (2015: 5) tarkentavat raportissaan, että bioindikaattorit ovat sellaisia eliölajeja, joiden ilmentyminen, esimerkiksi ulkomuoto tai levinneisyys, muuttuu ympäristön muutosten mukaan. Siksi niiden avulla voidaan havainnoida esimerkiksi tiettyyn ympäristön ilmiöön liittyviä muutoksia. Perbiche-Neves ym. (2016: 345–346) toteavatkin artikkelissaan, että bioindikaattorien avulla voidaan tarkastella myös aluekohtaisesti sitä, miten meri reagoi ravinteisiin, eli miten ravinteet vaikuttavat rehevöitymiseen alueellisesti ja paikallisesti. Itämeren rehevöitymistä voidaan havainnoida muun muassa kasviplanktonin (Kronholm ym. 2005: 90), syanobakteerien (Carmichael 1992: 446) ja muiden erilaisten levien, kuten ruskolevien ja viherlevien (Wallentinus 1981 Kautsky ym. 1986: 4 mukaan) avulla. Aiemmissä tutkimuksissa on havaittu, että mitä rehevöityneempi jokin alue on, sitä enemmän alueella esiintyy erilaisia rihmaleviä (Kiirikki ym. 2004: 10; Lantto 2016). Bäck (2004: 33) lisää, että rehevöityneimmillä alueilla rihmalevät muodostavat massaesiintymiä, ja aiheuttavat siten laajojakin levälauttoja, joiden alle saattaa muodostua hapettomia alueita. Koska tutkimuksissa on havaittu rihmalevien ja rehevöitymisen välillä olevan yhteyksiä (Kiirikki ym. 2004: 7; Lantto 2016),

ne ovat siten osoittaneet rihmalevien olevan käyttökelpoinen rehevöitymisen bioindikaattorimonilla Itämeren alueilla.

Koska Itämeri on matala meri, jonka suolapitoisuus ja vesitilavuus ovat pienet, vesi on voimakkaasti suolakerrostunutta ja rantaviiva rikkonainen, se on hyvin altis ulkoiselle kuormitukselle (Kiirikki ym. 2004: 7). Lisäksi se on sisämeri tiheästi asuttujen valtioiden välissä, joten ihmistoiminta vaikuttaa sen olosuhteisiin suuresti. Alueiden maankäyttö ja ihmistoiminta aiheuttavat voimakasta ravinnekuormitusta, ja teollisuuteen, jätehuoltoon ja maatalouteen liittyviä ravinnekuormituksen keskittymiä (*hot spoteja*) onkin määritelty yli 100. Maatalous on siis yksi merkittävimmistä Itämeren kuormituslähteistä. Karjanlaidunnus ja peltojen lannoittaminen merta rehevöittäväillä ravinteilla johtaa ravinteiden valumiseen Itämereen jokien mukana myös kauempaa sisämaasta (Vorne ym. 2012: 2). Ravinteita, erityisesti typpeä, kulkeutuu mereen myös kaukokulkeutumana ilmateitse (Rönning 2001 Rönning & Bonsdorff 2004: 239 mukaan). Ulkoisen kuormituksen lisäksi rehevöitymistä lisää Itämeren sisäinen kuormitus (Pitkänen ym. 2001 Kuparinen ym. 2004: 17 mukaan). Sekä sisäistä että ulkoista kuormitusta aiheuttavat tekijät voivat vaihdella paljonkin alueellisesti, ja tästä syystä rehevöitymisen voimakkuudessa ja sen vaikutuksissa on runsaasti alueellista vaihtelua Itämeren eri osissa (Karlson ym. 2002). Uusitalo ym. (2018: 32) lisäävät, että Itämeren olosuhteisiin ja rehevöitymisen tilaan vaikuttavat myös sääolosuhteiden aiheuttamat ajoittaiset, Tanskan salmien läpi virtaavat voimakkaat suolapulssit. Suolapulssit liikuttavat meren pohjan läheisiä vesikerroksia, ja parantavat niiden happitilannetta väliaikaisesti. Toisaalta ne myös liikuttavat ravinteikkaita ja vähähappisia vesimassoja kohti pohjoista, ja saattavat matalampien merenpohjien alueilla aiheuttaa ongelmia, kun fosforia kumpuaa pohjasta pintavesiin (Uusitalo ym. 2018: 32).

Kiirikki ym. (2004: 7–8) kertovat tekstissään, että Suomessa Itämeren rehevöitymiseen on kiinnitetty erityistä huomiota jo muutaman vuosikymmenen ajan. Matala ja rikkonainen rannikkovesialue on aiheuttaa sen, että alue on erityisen herkkä rehevöitymään jopa koko meren mittakaavassa. Pitkänen ym. (2004: 11) selventävät, että rannikoilla ja saaristossa vesi ei pääse vaihtumaan tehokkaasti, ja veden hitaiden liikkeiden takia kasviplankton ja pohjakasvillisuus kykenevät kesäkaudella käyttämään suuren osan mantereen ravinnekuormituksesta. Kiirikki ym. (2004: 8–10) jatkavat, että ravinnekuorma sitoutuu kasvibiomassaan, ja aiheuttaa monien vaikutusten ohella esimerkiksi levätuotannon kasvua ja veden samentumista. Heidän mukaansa kotimaisen ravinnekuormituksen lisäksi erityisesti Suomenlahden rehevöitymiseen vaikuttavat Pietarista ja Nevasta vesistöihin päätyvät ravinteet. Itämeren pintavir-

tausten takia näistä peräisin olevan kuormituksen vaikutukset kohdistuvat Suomen rannikkovesiin voimakkaammin kuin esimerkiksi Viron rannikkovesiin (Kiirikki ym. 2004: 8–10). HELCOM:in (2018a: 8–15) raportissa mainitaankin, että vaikka ravinnekuormitusta on viimeisten vuosikymmenten ajalla vähennetty, rehevöittäviä aineita valuu edelleen Itämereen merkittäviä määriä myös Suomen alueelta.

Perämeri on Pohjanlahden ja samalla Itämeren pohjoisin osa. Se on Itämeren vähäsuolaisin osa, ja siksi esimerkiksi sen lajisto eroaa meren eteläisemmistä osista siten, että suolaiseen meriveteen sopeutuneet lajit vähenevät etelästä pohjoiseen mentäessä (HELCOM 2018b: 13). Itämeren rehevöityminen vaikuttaa myös Perämerellä, mutta sen vaikutukset ovat erilaisia, sillä Perämeri ei reagoi sinne päätyviin ravinteisiin biologisesti, kemiallisesti tai ekologisesti muiden Itämeren merialueiden tavoin (Knuutila, Viitasalo & Keskinen, suullinen tiedonanto 21.9.2022). Granéli ym. (1990: 144) täsmentävät, että Perämeren erityislaatuiset olosuhteet vaikuttavatkin siihen, kuinka se reagoi ravinnekuormitukseen. Muun muassa veden nopea vaihtuminen (Myrberg & Andrejev 2006: 70) ja veden vähäsuolaisuus saavat Perämerelle aikaan olosuhteet, jotka muistuttavat enemmän karua järveä kuin merialuetta (Kronholm ym. 2005: 38). Kronholm ym. (2005: 34) jatkavat, että vähäsuolaisuuden aiheuttama heikko kerrostuminen saa lisäksi aikaan vesimassojen tehokkaan kierron, eikä merialueille pääse muodostumaan hapettomia alueita, kuten muille Itämeren alueille on tyypillistä. Lundberg ym. (2009: 152) kertovatkin artikkelissaan, että tästä syystä rehevöitymistä ja sen vaikutuksia voidaan Perämerellä havaita lähinnä rannikkoalueilla, sillä niiden tasaisuus, sulkeutuneisuus ja mataluus edesauttavat paikallista rehevöitymistä. Muista Itämeren alueista poikkeavien olosuhteiden ja ekologian vuoksi myös esimerkiksi rehevöitymistä ilmentävien bioindikaattorilajien löytäminen Perämerellä on tutkimuksellisesti vielä alkuvaiheessa (Keskinen 2022, henkilökohtainen sähköpostiviesti). Rihmaleviä voidaan pitää alueella potentiaalisena bioindikaattorina aiempien tutkimusten perusteella (Kiirikki ym. 2004: 10), mutta ne vaativat vielä lisätutkimusta. Suurin osa Perämeren ulkoisesta ravinnekuormituksesta on peräisin jokien kuljettamista aineista (HELCOM 1998 Laine & Kronholm 2005 mukaan), ja kuten HELCOM:in (2018b: 43) raportissa kerrotaan, muun Itämeren tavoin pääsääntöisesti maataloudesta ja teollisuudesta. Menneiden vuosikymmenten aikana toteutetut suojelutoimenpiteet ovat kuitenkin vähentäneet ajanjakson 1997–2003 ja vuoden 2015 välisenä aikana Perämeren fosforikuormitusta 9 % ja typpikuormitusta 6 % (HELCOM 2018b: 43). Pitkänen & Räike (2004: 46) toteavatkin, että Perämeren valuma-alue on metsätalouden osalta erityinen, sillä jopa noin 80 % arvioidusta Suomen metsätalouden ravinnekuormasta kohdistuu Perämereen.

Schulman ym. (2008: 432) kertovat tekstissään, että merenrantaniityt ovat yksi merkittävistä Pohjois-Pohjanmaan rannikoiden luontotyypeistä. Huuskonen ym. (2022) tutkimuksessa mainitaan, että niitä hoidetaan pääasiassa laiduntaen. Rantalaidunten merkitystä maa-alueilta merelle suuntautuvan ravinnekuormituksen osana on tutkittu viime vuosina laskennallisesti, mutta niiden käytännön vaikutuksista rehevöitymiseen on vasta vähän tietoa. Luonnonvarakeskuksen tekemän tutkimuksen mukaan (Huuskonen ym. 2022) rantalaidunnus poistaa ravinteiden määrää rantalaitumilta. Kuitenkin tieto siitä, vaikuttavatko laiduneläinten virtsan ja sonnan mukana vesistöihin valuvat, eliöille helppokäyttöisemmässä muodossa olevat ravinteet rannikoiden rehevöitymiseen, on puutteellista ja vaatii lisätutkimusta. Tästä syystä tässä pro gradu -tutkielmassa rantalaitumet on otettu mukaan tutkielmaan, ja ne huomioidaan erityisenä tekijänä tulosten tarkastelussa.

Tämän Pro gradu- tutkielman tavoitteena on selvittää rihmalevien bioindikaattoriarvoa rehevöitymisen osalta Perämeren alueella, tarkemmin Pohjois-Pohjanmaan rannikolla. Muista, aiemmista tutkimuksista (esim. Lantto 2016) poiketen tämä tutkielma keskittyy matalien, alle 6 metriä syvien ranta-alueiden tutkimiseen. Rihmalevien tutkimisen lisäksi tutkielmassa selvitetään tärkeimpiä Perämeren rehevöitymiseen vaikuttavia ympäristötekijöitä, kuten maankäyttöä. Näin alueen rehevöitymisen taustalla vaikuttavista tekijöistä saadaan lisätietoa. Lisäksi tutkielmassa tarkastellaan rantalaidunten merkitystä Pohjois-Pohjanmaan rannikoiden rehevöitymisessä. Tutkielman tutkimuskysymykset ovat:

- 1. Ovatko rihmalevät käyttökelpoinen bioindikaattori rehevöitymisen ilmentäjänä Perämerellä?*
- 2. Mitkä ympäristömuuttujat selittävät parhaiten rehevöitymistä indikoivia vedenlaatumuuttujia tutkimusalueella?*
- 3. Onko rantalaitumilla vaikutusta rehevöitymistä indikoiviin vedenlaatumuuttujiin Perämerellä?*

Kirjallisuuteen perustuvien hypoteesien perusteella voidaan odottaa, että maatalous, metsät ja ihmistoiminta korostuvat tärkeimpinä rehevöitymiseen vaikuttavina maankäyttömuotoina (Räike & Knuutila 2018: 80–81). Koska aiemmat tutkimukset ovat osoittaneet rihmalevien olevan käyttökelpoinen rehevöitymisen bioindikaattori muilla Itämeren alueilla (Kiirikki ym. 2004: 10), on odotettavissa, että niitä voidaan hyödyntää bioindikaattorina myös Perämerellä. Huuskosen ym. (2022) tutkimuksen perusteella rantalaitumilla ei odoteta olevan selkeästi havaittavaa vaikutusta Pohjois-Pohjanmaan rannikon rehevöitymiseen.

2. Suomen merialueiden tila ja merenhoito

Suomi on laatinut merialueilleen kansallisen merenhoitosuunnitelman, joka on tehty Euroopan Unionin meristrategiadirektiivin mukaisesti. Se on laadittu yhteistyössä muiden Itämeren valtioiden kanssa HELCOM:ssa, eli Itämeren merellisen ympäristön suojelukomissiossa (Korpinen ym. 2018a: 14). Korpinen (2018: 40–41) jatkaa, että merenhoitosuunnitelmaan kirjattujen toimenpideohjeiden tavoitteena on parantaa meriympäristön tilaa siten, että se voidaan lopulta luokitella hyväksi. Alueelle erikseen laaditut ympäristötavoitteet, seurantaohjelma ja toimenpideohjelma kuuluvat myös merenhoitosuunnitelmaan. Suunnitelman tavoitteiden toteutumista seurataan säännöllisesti, ja meren tila arvioidaan kuuden vuoden välein yleisesti hyväksytyjen vertailuperiaatteiden mukaisesti. Merenhoitosuunnitelma eroaa vesienhoitosuunnitelmasta siten, että vesienhoitosuunnitelma kattaa sisävesien ja rannikkovesien pintavedet, merenhoitosuunnitelmaan kuuluvat rannikkovesien lisäksi avomerialueet (Korpinen 2018: 40–41).

Korpinen ym. (2018b: 44–46) kertovat tekstissään, että Itämeren tilan vertailukelpoisen arvioimisen toteuttamiseksi jokaiselle meren tilaa ilmentävälle kuvaajalle on asetettu erikseen hyvän tilan määritelmät. He selittävät, että mikäli näiden määritelmien indikaattorit ja kynnsarvot eivät toteudu, meren tila määritellään tavallisesti hyvää heikommaksi. Rannikkoalueiden rehevöitymistilan arvioinnissa käytetään Ruotsin ja Viron kanssa yhteisiä, vesienhoidon ekologisen tilan luokittelun mukaisia, biologisille ja fysikaaliskemiallisille laatu-tekijöille asetettuja kynnsarvoja (Korpinen ym. 2018b: 44–46). Korpinen ym. (2018a: 22) toteavatkin, että näiden arvojen perusteella vuosien 2011–2016 välisellä aikajaksolla kaikkien Suomen merialueiden tila oli rehevöitymisen osalta heikko.

Merenhoidon tavoitteiden toteutumisen osalta on tärkeää, että merialueille löydetään niiden tilaa ilmentäviä tekijöitä, kuten esimerkiksi bioindikaattoreita. Näiden tekijöiden avulla voidaan saada tietoa merialueiden olosuhteiden muutoksista jo varhaisessa vaiheessa, jolloin toimia pystytään muuttamaan jo ennen kuin olosuhteet muuttuvat niin paljon, että niiden muuttaminen on hyvin haastavaa (Holt & Scott 2011: 7). Koska tämän pro gradu -tutkielman tavoitteena on selvittää epifyyttisten rihmalevien bioindikaattoriarvoa rehevöitymisen havainnoimisessa, se on tärkeä osa merenhoidon kehittämistä Itämerellä ja erityisesti Perämeren rannikoilla.

3. Bioindikaattorit

Bioindikaattoreilla tarkoitetaan sellaisia lajeja, joiden ominaisuuksissa, elintavoissa tai levinneisyydessä tapahtuu muutoksia, kun jonkin niihin vaikuttava tekijä tai ilmiö muuttuu. Näitä voivat olla esimerkiksi ympäristömuutokset (Keskitalo ym. 2015: 5). Parmar ym. (2016: 110) jatkavat, että yhdellä tietyllä alueella saattaa elää useitakin eri lajeja, jotka kaikki ilmentävät eri asioissa ja ilmiöissä tapahtuvia muutoksia. He kertovat, että bioindikaattoreita voidaan käyttää ympäristömuutosten osalta useiden eri asioiden tutkimiseen. Näitä ovat esimerkiksi biologisten vaikutusten havainnointi ja erilaisten saasteiden eliöihin aiheuttamien vaikutusten arviointi. Lisäksi niiden avulla voidaan saada tietoa jonkun asian haitallisista vaikutuksista eliöihin jo aikaisessa vaiheessa. Bioindikaattoreiden käyttö tutkimuksessa on myös tehokasta, sillä niiden yleisyyden takia niissä tapahtuvia muutoksia on helppo arvioida, ja niiden käyttö tutkimuksessa on muihin, spesialisoituihin mittaamenetelmiin verrattuna huomattavasti edullisempaa (Parmar ym. 2016: 110). Paljon tutkittuja bioindikaattorilajeja Suomessa ovat esimerkiksi erilaiset sammaleet ja jäkälät, joita on pidetty jo pitkään erinomaisina ilmanlaadun bioindikaattorilajeina (Rühling & Tyler 1968, Poikolainen ym. 2004: 171 mukaan). Vesiympäristöissä muun muassa erilaiset levät ovat osoittautuneet käyttökelpoisiksi bioindikaattoreiksi vedenlaadun ilmentäjinä (Gökçe 2016: 81), ja simpukoiden avulla on tutkittu muun muassa vesistöjen saastumista ja niihin kertyvää mikromuovia (Farrington ym. 2016; Li ym. 2019: 31–32). Lastumäen ym. (2020) tutkimuksessa simpukoiden avulla saatiin tietoa myös esimerkiksi toisen maailmansodan jälkeen Itämereen upotetuista, myrkyllisistä sodankäyntiin käytetyistä kemikaaleista.

3.1. Rihmalevät

Rihmalevät ovat joko lyhyt- tai pitkäikäisiä, makrolevien ryhmään kuuluvia leviä, ja ne ovat saaneet nimensä rihmamaisesta rakenteestaan. Rihmaleviin kuuluu useita eri lajeja, joiden ilmiasu ja kasvutapa saattaa poiketa hyvinkin paljon toisistaan. Osa rihmalevälajeista kasvaa kovilla alustoilla, kuten kivien tai kallioiden päällä (Kotilainen ym. 2018: 24), osa taas kasvaa toisten kasvien, yleensä putkilokasvien päällä (Kotilainen ym. 2018: 54). Niitä kutsutaan epifyyttisiksi rihmaleviksi. Epifyyttisiä rihmaleviä voidaan havaita myös kuvassa 2. Ruuskanen (2019: 18–19) kertoo, että kaikille rihmaleville on kuitenkin tyypillistä, että ne saavat tarvit-

semansa ravinteet suoraan vesipatsaasta, eivätkä ne tarvitse juuria ravinteiden ottoon, toisin kuin esimerkiksi putkilokasvit. Kaikille lajeille ominaista on myös niiden kaksiosainen rakenne: ne koostuvat sekovarresta ja tyvilevystä. Tyvilevyn avulla ne kiinnittyvät kasvualustaansa. Ruuskanen (2019: 20–21) jatkaa, että rihmalevien ilmiasu määräytyy yleensä vallitsevien ympäristötekijöiden mukaan, ja värin perusteella ne voidaan jakaa vihreisiin, punaisiin ja ruskeisiin leviin. Hänen mukaansa geneettisesti levien väri perustuu yhteyttämispigmenttiin, joka määräytyy elinympäristössä vallitsevan valon perusteella. Levien värillä on siis suora yhteys niiden esiintymissyvyyteen. Rannan aallokkoisuus vaikuttaa levien pituuteen (Ruuskanen 2019: 13). Pohjoisella Itämerellä erityisesti ruskolevät aiheuttavat biomassan kasvua keväällä ja kesällä (Kiirikki & Lehvo 1997: Kraufvelin 2007: 665 mukaan), mutta Perämerellä viherlevien määrä on kevästä saakka ruskoleviä runsaampaa (Nielsen ym. 1995 Kautsky & Kautsky 2000: 4 mukaan).

Esimerkiksi Bokn ym. (2003: 577) tutkimuksessa on havaittu että, epifyyttiset rihmalevät vastaavat nopeasti esimerkiksi vesistön ravinnepitoisuuksien muutoksiin. Siksi rihmaleviä on pidetty monilla Itämeren alueilla käyttökelpoisena rehevöitymisen bioindikaattorina. Ruuskanen (2019: 1) kertoo, että yksivuotiset rihmalevät muodostavat luonnonvesiin vuodenaikaisen rihmalevävyöhykkeen kevään ja syksyn välisenä aikana veden pinnan ja noin kuuden metrin syvyisen pohjan välille, jota ne dominoivat. Kotilainen ym. (2018: 24) lisäävät, että yksivuotisten lajien lisäksi Itämeressä elää myös monivuotisia lajeja, jotka selviävät myös talven yli. Zhang ym. (2020: 2) kertovat artikkelissaan, että monilla rihmalevillä on elinkaarensa aikana kaksi elämänmuotoa: ne kelluvat vapaana tai ovat kiinnittyneinä alustaansa. Berry & Lembi (2000: 841) jatkavat, että usein vapaana kelluva muoto alkaa alustaan kiinnittyneen muodon jälkeen, sillä levä irtoaa alustastaan, kun se alkaa hajota. Tämän jälkeen fotosynteesin aiheuttamat kaasukuplat nostavat sen pintaan. Fattom & Shilo (1983: 141) tarkentavat artikkelissaan, että ympäristöolosuhteet, kuten esimerkiksi valo, vaikuttavat siihen, esiintyvätkö levät vapaana kelluvassa vai alustaan kiinnittyneessä muodossa.

Lyhytikäisyys tarjoaa rihmaleville kilpailuedun muihin lajeihin nähden, sillä ne kasvavat ja lisääntyvät nopeasti. Epifyyttiset lajit voivat Kotilaisen ym. (2018: 54) mukaan kasvaa myös esimerkiksi monivuotisten kasvien pinnoilla. Tämä tekee niistä monivuotisia kasveja kilpailukykyisempiä, sillä kasvien pinnoilla kasvaessaan ne estävät esimerkiksi valon pääsemisen kasvualustana toimivien kasvien rakenteisiin, jolloin ne kuolevat (Kiirikki & Lehvo 1997, Kotilainen ym. 2018: 54 mukaan). Nopeakasvuisuutensa ansiosta rihmalevät

kykenevät valtaamaan muilta kasveilta vapautuneet pinnat nopeasti ja tehokkaasti (Wallentinus 1984, Kotilainen ym. 2018: 54 mukaan).

Page ym. (2022: 2) lisäävät, että rihmaleväesiintymiin vaikuttavat antropogeenisten tekijöiden lisäksi myös monet muut ympäristötekijät. Merkittävimpiä rihmalevien kasvuun vaikuttavia tekijöitä ovat lämpötila, valo ja ravinteet. Vadeboncoeur ym. (2021: 1014) kertovatkin artikkelissaan, että mitä enemmän valoa elinympäristössä on saatavilla, sitä nopeampaa on levien kasvu. He toteavat, että koska rehevöityminen heikentää veden näkösyvyyttä, rehevöityneillä alueilla valo ei pääse tunkeutumaan kovinkaan syvälle vesipatsaaseen, ja tällöin rihmalevien esiintymissyvyys pienenee. Lynch Jr. (2009: 1) huomauttaa, että Perämerellä rihmalevien esiintymissyvyyttä rajoittaa kuitenkin rehevöitymistä enemmän veden sisältämä humus. Hän selventää, että humus pienentää veden näkösyvyyttä tehokkaasti ja estää siten rihmalevien kasvun syvemmällä vedessä myös alueilla, jotka eivät ole rehevöityneet. Lester ym. (1988: 55) jatkavat, että rihmalevät kasvavat myös tehokkaammin lämpimämmissä olosuhteissa, mutta liian korkea lämpötila (yli 30°C) aiheuttaa niissä metabolista stressiä ja lisää niissä kuolleisuutta. Ruuskasen (2019: 1) raportissa kerrotaan, että rihmalevien runsauteen vaikuttava päätekijä on veden liukoinen typpi. Muilla Itämeren alueilla tämä näkyy siis siten, että mitä enemmän typpeä on saatavilla, sitä runsaammin alueella esiintyy myös rihmaleviä. Kronholm ym. (2005: 38) kuitenkin huomauttavat, että Perämerellä fosforirajoitteisuuden vuoksi ne eivät kuitenkaan pysty käyttämään kaikkea vedessä olevaa typpeä, ja siksi niiden kasvu tietyssä pisteessä rajoittuu, vaikka typpeä olisi rajattomasti saatavilla. Lisäksi Vadeboncoeur ym. (2021) havaitsivat tutkimuksessaan, että rihmaleväesiintymiin vaikuttavat alueellisesti esimerkiksi pohjaveden ravinteiden lisääntyminen, veden kerrostuneisuuden muutokset, ja muutokset ravintoverkoissa. Tällaisia ovat esimerkiksi tärkeimpien laiduntajien, kuten kotiloiden, vähentyminen torjunta-aineiden takia (Vadeboncoeur ym. 2021).



Kuva 2. Epifyyttisiä rihmaleviä meriajokkaan päällä. Meriajokasta ei esiinny Perämerellä. Valokuva: Mikaela Mäkilä, Metsähallitus 2019.

4. Rehevöitymistä indikoivat vedenlaatumuuttajat

4.1. Ravinteet

Itämeren rehevöitymisen osalta keskeisimmässä roolissa ovat merialueille valuvat ravinteet, etenkin fosfori ja typpi (Larsson ym. 1985: 14), sillä ne vaikuttavat vesieliöihin tehostamalla niiden kasvua (Smith 2003: 126). Novoa & Loomis (1981: 189) kertovat, että vesieliöt, esimerkiksi vesikasvit, tarvitsevat typpeä ja fosforia eri elintoimintoihinsa. Typpi on keskeinen tekijä proteiinisynteesissä, ja Ruttenbergin (2001: 401) mukaan fosfori vaikuttaa sekä kasvien DNA:han, RNA:han ja energiansiirtoon.

Suurin osa maapallon maankuoren yläpuolisesta tyypestä on sitoutuneena ilma-kehään, mutta pieni osa siitä on liennut myös meriin (Goldblatt ym. 2009, Mysen 2019: 3 mukaan). Typpeä esiintyy maapallolla useassa eri muodossa. Vesiekosysteemeihin vaikuttavia muotoja ovat esimerkiksi veteen lienneet epäorgaanisen typen muodot kuten nitraatti ja ammonium, ja orgaaniset yhdisteet kuten aminohapot ja urea (Antia ym. 1991, Rabalais 2002: 102 mukaan). Nämä typen muodot ovat eliöille käyttökelpoisia. Eliöille käyttökelpoisia typen

muotoja esiintyy maapallolla kuitenkin verrattain vähän ja orgaanisen typen kierto on orgaanisen fosforin kiertoa hitaampi. Siksi typpi rajoittaa yleensä merten primaarituotantoa (Howarth 1988: 99). Quin (2013: 967) kuitenkin havaitsi tutkimuksessaan, että rehevöitymisen seurauksena vesi läpäisee huomattavasti valoa, ja tämä aiheuttaa vesieliöiden fotosynteesitehokkuuden heikkenemistä. Tämä johtaa osaltaan siihen, että ravinteiden kiertoprosessi epäorgaanisesta muodosta orgaaniseen ja takaisin epäorgaaniseen lyhenee jatkuvasti rehevöityneissä vesistöissä. Kronholm ym. (2005: 38) kertovat, että fosforia esiintyy maapallolla kahdessa eri muodossa: orgaanisessa ja epäorgaanisessa. Näistä epäorgaaninen muoto on merten eliölle, esimerkiksi kasviplanktonille ja leville elintärkeää, sillä ne eivät kykene käyttämään orgaanisessa muodossa olevaa fosforia.

Kronholm ym. (2005: 38) kertovat raportissaan, että Perämeri on fosforirajoitteinen merialue. Tämä tarkoittaa sitä, että veden fosforipitoisuus rajoittaa eliöiden, esimerkiksi kasviplanktonin määrää. Itämeren muut merialueet ovat pääsääntöisesti typpirajoitteisia, ja Perämeren fosforirajoitteisuus johtuukin erityisesti sen ainutlaatuisista, lähes makean veden olosuhteisiin verrattavista ominaispiirteistä, kuten matalasta suolapitoisuudesta. Jokien mukana Perämereen virtaa suuri määrä makeaa vettä, mikä saa merialueen muistuttamaan rajoittavien ravinteiden osalta enemmän järveä kuin merta. Fosforirajoitteisuus on makealle vedelle tyypillinen ominaisuus (Kronholm ym. 2005: 38). Kronholm ym. (2005: 44) jatkavat, että fosforirajoitteisuus sekä suhteellisen korkeat epäorgaanisen typen pitoisuudet kesällä rajoittavat myös typpeä sitovien sinilevien määrää. Siksi muille Itämeren Suomen merialueille tyypilliset laajat sinileväesiintymät ovat Perämerellä hyvin harvinaisia.

Typpikuormitus Suomen merialueilla on fosforikuormitusta selvästi suurempaa. Perämeren kokonaistyppikuormitus oli vuosina 2011–2016 yhteensä 45 165 tonnia vuodessa, mikä oli huomattavasti enemmän kuin millään muulla Suomen merialueella (Räike & Knuuttila 2018: 76). Erityisesti metsätalouden ja teollisuuden päästöt eroavat muista alueista, sillä ne olivat prosenttiosuuksiltaan suuremmat kuin muilla alueilla (Räike & Knuuttila 2018: 80). Myös fosforikuormitus on Perämerellä suurempaa muihin Suomen merialueisiin verrattuna. Perämeren fosforikuormitus oli vuosina 2001–2016 yhteensä 1916 tonnia vuodessa, mikä oli huomattavasti enemmän kuin esimerkiksi toiseksi suurimman fosforikuormituksen alueella Suomenlahdella, jossa kokonaisfosforikuormitus oli 688 tonnia vuodessa (Räike & Knuuttila 2018: 76).

Kronholm ym. (2005: 34) muistuttavat, että Itämerellä tapahtuvien suolapulssien merkitys Perämeren happiolosuhteisiin tai ravinteisuuteen ei ole yhtä merkittävä kuin eteläisemmällä Itämerellä. Heidän mukaansa Tanskan salmien läpi virtaava suolainen ja hapekas vesi ei vaikuta Perämeren happiolosuhteisiin, koska siellä ei esiinny hapettomia alueita toisin kuin muualla Itämerellä. Meier (2007: 616) lisää artikkelissaan, että myös Perämeren jääolosuhteiden on havaittu vaikuttavan suolapulssien aiheuttamiin virtauksiin, ja sen kuljettamiin aineisiin heikentämällä niitä ja lyhentämällä niiden elinkaarta. Setälä ym. (2016: 11) huomauttavat kuitenkin, että voimakas suolapulssi saattaa aiheuttaa vähähappisen ja ravinteikkaan veden kulkeutumista Perämerelle. Tämä saattaa vaikuttaa sen olosuhteisiin heikentävästi, jos alueelle virtaava vesi on hyvin fosforipitoista. Suolapulssien takia on myös mahdollista, että esimerkiksi suolaisemman veden kalat, kuten turska, leviää hetkellisesti tavallista pohjoisemmaksi (Setälä ym. 2016: 11). Lehtorannan ym. (2008) tutkimuksessa havaittiin, että koska Perämerellä ei juuri esiinny hapettomia alueita, myös sen sisäinen kuormitus on vähäistä, sillä pohjasedimentteihin sitoutunut fosfori ei pääse liukenemaan takaisin veteen hapekkaissa olosuhteissa. Perämeren hyvä happitilanne mahdollistaa myös toisen, hapettomilla alueilla sisäistä kuormitusta aiheuttavan prosessin toimimisen. Denitrifikaatio poistaa tyypeä luonnollisesti vesistöistä, ja se onkin tärkein tyypeä poistava prosessi Itämerellä. Denitrifikaatiossa nitraattityppi (NO_3) muuttuu mikrobiologisten prosessien kautta kaasumaiseksi typeksi (Kuparinen & Tuominen 2001 Kuparinen ym. 2004: 17 mukaan).

4.2. Näkösyvyys

Veden näkösyvyydellä, toiselta nimeltään secchi-syvyydellä, tarkoitetaan veden läpinäkyvyyttä (HELCOM 2009: 36). Fleming-Lehtinen & Laamanen (2012: 3) tarkentavat, että käytännössä veden näkösyvyys tarkoittaa siis sitä, miten syvälle vedessä näkee pinnalta katsottuna. HELCOM:in (2009: 36) raportissa kerrotaan, että näkösyvyys on sitä suurempi, mitä vähemmän vedessä on ylimääräistä ainesta. Tämä aines koostuu elävästä ja kuolleesta orgaanisesta aineksesta, kuten kasviplanktonista, värillisistä veteen liuenneista aineista, kuten esimerkiksi humuksesta, ja pienistä epäorgaanisista partikkeleista. Yleensä vesi sisältää yhdistelmän kaikista näistä (HELCOM: 2009: 36).

Hou ym. (2007: 2792) selittävät artikkelissaan, että secchi-syvyys on saanut nimensä sen keksijästä, Angelo Secchistä, ja sitä mitataan näkösyvyuden havainnointiin kehit-

tyllä secchi-levyllä. Yleensä valkoinen, halkaisijaltaan 30 cm leveä secchi-levy lasketaan veteen, ja se syvyys, missä levy katoaa näkyvistä, määritellään veden secchi-syvyudeksi, eli näkösyvyudeksi. Tämä metodi kehitettiin vuonna 1865, ja sitä käytetään edelleen laajasti esimerkiksi biologien ja fyysikkojen tutkimuksissa. Karydis (2009: 380) kuitenkin huomauttaa, että laajasta käytöstä huolimatta siihen liittyy myös heikkouksia. Hänen mukaansa yksi merkittävimmistä ongelmakohdista liittyy sen kyvyttömyyteen ottaa huomioon paikallisiin olosuhteisiin liittyvää vaihtelua, kuten esimerkiksi matalille rannikkoalueille tyypillistä ylimääräisen aineksen valumista maa-alueilta, ja sedimentin uudelleen suspendoitumista. Aarup (2002: 325) muistuttaa artikkelissaan, että secchi-syvyyteen liittyvistä heikkouksista huolimatta se on edelleen käyttökelpoinen mittaustapa. Lisäksi sen avulla kerättyä aineistoa on esimerkiksi Itämereltä jo yli vuosisadan ajalta, ja siksi sen avulla saatuja tuloksia pystytään tehokkaasti vertailemaan myös pitkällä ajanjaksolla (Aarup 2002: 336).

Heikentynyt veden näkösyvyys on yleisesti liitetty rehevöitymiseen. Tämä johtuu siitä, että ravinteiden, esimerkiksi fosforin lisääntymisen aiheuttama vesistöjen rehevöityminen johtaa niiden biomassan, etenkin kasviplanktonin määrän lisääntymiseen (Qin ym. 2013: 962). Alentuneen veden näkösyvyyden myötä valon pääsy veden pinnan alle rajoittuu, ja siten myös yhteyttävien eliöiden fotosynteesi heikkenee (Qin ym. 2013: 967). Alasaarela (1978: 305) kuitenkin muistuttaa, että Perämerellä heikentynyt näkösyvyys liittyy yleisemmin valuma-alueelta valuvaan humukseen ja muihin kiintoaineisiin, jotka pienentävät näkösyvyyttä myös alueilla, jotka eivät ole rehevöityneet.

Erialaisten tekijöiden aiheuttamien vaikutusten takia veden näkösyvyudessa saattaa olla runsaastikin paikallista vaihtelua. Erityisen hyvin tämä voidaan havaita esimerkiksi jokisuilla, sillä jokien Itämereen kuljettamat ravinteet, orgaaniset ainekset (HELCOM 2011: 6) ja Suomen jokien osalta esimerkiksi humus (Alasaarela 1978: 297), heikentävät veden näkösyvyyttä merkittävästi muihin alueisiin nähden. Fleming-Lehtinen & Laamanen (2012: 6) lisäävät, että sama ilmiö voidaan havaita myös matalammilla rannikoilla erityisesti Perämerellä. Rannikkoalueilla veden sisältämän humuksen ja uudelleen suspendoituneen materiaalin takia on todettu, että veden näkösyvyys ei ole paras rehevöitymisen indikaattori Perämerellä (Lundberg 2005: 26). Tästä syystä sopivien rehevöitymistä ilmentävien bioindikaattoreiden löytäminen Perämerelle on erityisen tärkeässä asemassa.

5. Maankäyttö Perämeren valuma-alueella

Merialueisiin vaikuttavan ulkoisen ravinnekuormituksen määrä ja laatu määräytyy pitkälti niihin laskevien jokien valuma-alueiden maankäyttömuotojen mukaan (Kautsky & Kautsky 2000: 12). Perämeren ulkoinen kuormitus on peräisin piste- sekä hajakuormituksesta. Pistekuormituksella tarkoitetaan tietyistä pistemäisistä lähteistä peräisin olevaa kuormitusta (Wu & Chen 2013: 294), ja Perämerellä tällaisia merkittävimpiä lähteitä ovat taajamat, kalankasvatus ja teollisuus. Pistekuormitusta on alueella saatu pienennettyä, mutta sen sijaan hajakuormituksen merkitys Perämeren ulkoisen kuormituksen lähteenä on jatkuvasti kasvanut pistekuormituksen vähentymisen myötä (Kronholm ym. 2005: 60). Hajakuormitus on pistekuormituksen vastakohta: se on laajoilta alueilta peräisin olevaa kuormitusta, jonka lähdeä ei aina pysty paikantamaan (U.S. EPA 2003 Shen ym. 2012: 105 mukaan). Kronholm ym. (2005: 63) kertovat, että Perämerellä merkittävimpiä hajakuormituksen lähteitä ovat maa- ja metsätalous, haja-asutus, ilman mukana tuleva laskeuma ja turvetuotanto.

5.1. Maatalous

Kuten myös muilla Itämeren merialueilla, suurin osa Perämeren ulkoisesta ravinnekuormituksesta on peräisin maataloudesta. Suomen puolella Perämeren valuma-alueella on yhteensä 6700 km² maatalousalueita, joista merkittävä osa on keskittynyt rannikoille ja jokivarsien alueille. Maatalousalueiden aiheuttama ravinnekuormitus on voimakkainta Itämeren eteläisimmillä alueilla, mutta vaikutukset ovat näkyvissä myös Pohjois-Pohjanmaan rannikoilla (Kronholm ym. 2005: 64). Granstedtin (2000: 169–171) mukaan lisääntynyt maatalouden aiheuttama fosfori- ja typpikuormitus on seurausta maatalouden erikoistumisesta maanviljelyyn ja karjankasvatukseen. Hän kertoo, että tämä maatalouden erikoistuminen eri osa-alueisiin on johtanut karjankasvatuksen osalta eläinmäärien kasvuun, ja maanviljelyn osalta kasvilannoitteiden käytön merkittävään lisääntymiseen. Granstedt (2000: 170) jatkaa artikkelissaan, että maatalouden aiheuttaman ravinnekuorman ytimessä on siis tilanne, jossa ravinteiden kierrosta on tullut lineaarista, sillä jopa 80 % nykypäivän kasvintuotannosta päätyy eläinten rehuksi. Tämä on johtanut siihen, että ravinteet kerääntyvät eläintiloille, ravinteiden määrä jää ylijäämäiseksi, ja lopulta ne alkavat kulkeutua myös vesistöihin (Granstedt 2000: 170). Maatalouden aiheuttaman ravinnekuormituksen määrää kuvastaa hyvin se, että vaikka Perämeren va-

luma-alueella maatalouden osuus maankäyttömuodoista on vain 5 % (Kronholm ym. 2005: 29), se aiheutti kuitenkin Räiken & Knuutilan (2018: 80–81) mukaan vuosina 2008–2012 Perämeren ihmistoiminnasta johtuvasta kokonaistypikuormituksesta jopa 53 % ja kokonaisfosforikuormituksesta 52 %.

5.2. Metsät ja suot

Perämeren valuma-alueella metsät ja metsätalous ovat hallitseva maankäyttömuoto, mikä erottaa sen muiden Itämeren osien valuma-alueista (Kronholm ym. 2005: 29). Niiden merkitys erityisesti fosforikuormituksen osalta on suuri, sillä Räike & Knuutila (2018: 80–81) kertovat, että vuosina 2008–2012 Perämeren ihmistoiminnan aiheuttamasta kokonaisfosforikuormituksesta 16 % aiheutui metsätaloudesta. Se on huomattavasti enemmän kuin muilla Itämeren alueilla. Myös Perämeren kokonaistypikuormituksen osalta metsätalous oli merkittävässä roolissa, sillä sen osuus oli yhteensä 8 % (Räike & Knuutila 2018: 80–81). Suuret kuormitusmäärät selittyvät pääosin sillä, että Maanmittauslaitoksen maankäyttöanalyysin mukaan Suomen alueilta Perämereen laskevien jokien valuma-alueista metsät kattavat jopa 83 %. Metsiin kuuluvat sekä mineraali- että turvemaannokselliset metsät (Kronholm ym. 2005: 29).

Tattari ym. (2017: 21) huomauttavat, että metsätaloudesta aiheutuva ravinnekuormitus vaihtelee alueittain runsaasti. Siihen vaikuttaa erityisesti eri alueiden metsätalouden intensiteetti, eli se, millaisia metsätalouteen liittyviä toimia alueella on suoritettu menneinä vuosina. Näitä ovat esimerkiksi hakkuut, ojitus ja lannoitus. Muita alueellisia eroja selittäviä tekijöitä ovat vaihtelu alueiden luonnollisissa ominaisuuksissa ja hydrometeorologisissa olosuhteissa (Tattari ym. 2017: 21). Metsien lisäksi avoimet suot ovat alueella yleisiä, ja niiden osuus valuma-alueen pinta-alasta on 6 % (Kronholm 2005: 29). Viime vuosikymmeninä soiden kuivatus metsätalouden käyttöön on ollut Pohjois-Euroopassa yleistä (Laiho 2001: 1), ja sillä on ollut vaikutusta myös Perämereen kohdistuvaan ravinnekuormitukseen. Kronholm ym. (2005: 65) selittävät raportissaan, että soiden ojituksen myötä niiden kyky säädellä luonnollisesti virtaamia ja ravinnemääriä heikkenee, ja tämä lisää orgaanisen ja epäorgaanisen aineksen huuhtoutumista vesistöihin. Soiden ojitus saattaa lisätä typikuormitusta jopa kolminkertaisesti (Kronholm ym. 2005: 65). van Diggelen ym. (2020: 4) toteavatkin, että kuivalettujen soiden turvemaannos on merkittävä sulfaattikuormituksen lähde, joka saattaa lähivesistöissä aiheuttaa epäsuoraa rehevöitymistä. Aldous ym. (2005: 344) lisäävät, että lisäksi

kuivatettujen soiden ennallistaminen lisää niiden läheisten vesien fosforikuormitusta, kun liuennut fosfori valuu vesistöihin. Tattari ym. (2017) havaitsivat tutkimuksessaan, että metsätalouden toimet siis lisäävät metsäalueilta peräisin olevan ravinnekuormituksen määrää keskimäärin noin kolmasosalla. Merkittävimpien metsätalouden kuormitusalueiden sijainti kuitenkin vaihtelee runsaasti vuosittain, ja yksittäisen metsätalouden toimen vaikutuksia ravinnekuormitukseen voidaan havaita parista vuodesta jopa 10 vuoteen (Tattari ym. 2017: 21).

5.3. Sisävedet

Perämeren valuma-alueen maankäyttömuodoista vesialueiden osuus on 6 % (Kronholm 2005: 29). Näihin lukeutuvat esimerkiksi joet ja järvet. Vesialueet ovat merkittäviä ympäröiviltä alueilta peräisin olevien ravinteiden kerääjiä, jotka kokoavat ravinteet yhteen, ja joista ne sitten valuvat lopulta jokien mukana Perämereen. Valuma-alueen vesialueet ovat merkittävässä roolissa ilman kuljettaman ravinnelaskeuman osalta (Ahn & James 2001: 37), sillä laskeuma sitoutuu vesistöihin ja valuu niiden kautta mereen. Ilman kautta vesistöihin päätyvä ravinnelaskeuma voidaan jakaa märkälasseumaan, jossa ravinteet kulkeutuvat ilmasta vesistöihin sateen mukana (Ahn & James 2001: 37), tai kuivalasseumaan, jossa ravinteet sitoutuvat vesistöihin suoraan ilmasta (Zhai ym. 2009: 547). Räike & Knuutila (2018: 80–81) kertovat, että vuosina 2008–2012 Perämeren ihmistoiminnan aiheuttamasta kokonaistyyppikuormituksesta laskeuma järviin oli toiseksi merkittävin kuormituslähde, sillä sen osuus oli jopa 14 %. Perämeren kokonaisfosforikuormituksesta sen osuus oli 9 % (Räike & Knuutila 2018: 80–81).

5.4. Rakennetut alueet

Vaikka Perämeren valuma-alueella rakennettujen maankäyttömuotojen osuus on hyvin pieni (Kronholm 2005: 29), niiden merkitys ravinnekuormituksessa on kuitenkin huomattava. Räiken & Knuutilan (2018: 80–81) mukaan Perämeren ihmistoiminnan aiheuttamasta kokonaistyyppikuormituksesta vuosina 2008–2012 jopa 24 % oli peräisin muusta ihmistoiminnasta kuin maataloudesta tai metsätaloudesta. Kokonaistyyppikuormituksen osalta yhdyskuntatoiminta oli kolmanneksi merkittävimässä roolissa, ja sen osuus oli 12 %. Myös teollisuus (6 %) ja haja-asutus (4 %) aiheuttivat huomattavaa tyyppikuormitusta. Haja-asutus tuotti Perämeren koko-

naisfosforikuormituksesta jopa 12 %, teollisuuden osuus fosforikuormituksesta oli 6 % (Räike & Knuutila 2018: 80–81). Yhdyskuntien rooli ihmistoiminnan aiheuttaman Perämeren kokonaistyyppikuormituksen osalta on merkittävä, sillä vuosina 2008–2012 ne olivat kolmanneksi suurin tyyppikuormituslähde. Kokonaisfosforikuormituksen osalta niiden osuus oli kuitenkin pienempi, vain 2 % (Räike & Knuutila 2018: 80–81). Yhdyskuntien aiheuttama kuormitus on peräisin erityisesti jätevesistä ja niiden käsittelyyn käytettävistä jätevedenpuhdistamoista, joten ne voidaan tavallisesti lukea pistekuormitukseksi. Yhdyskuntien jätevesihuollon kehittäminen on viime vuosina vähentänyt etenkin niiden aiheuttamaa tyyppikuormitusta, mutta siitä huolimatta ne ovat edelleen tärkeä tyyppikuormituksen lähde (Räike & Knuutila 2018: 78).

Perämeren rannikolle on keskittynyt runsaasti eri alojen teollisuutta. Kronholm ym. (2005: 60–61) tarkentavat raportissaan, että Pohjois-Pohjanmaan rannikolla teollisuuslaitokset ovat keskittyneet metalliteollisuuteen, massa- ja paperiteollisuuteen ja kemianteollisuuteen. Ne ovatkin alueella merkittäviä pistekuormittajia. Teollisuuslaitokset on sijoitettu alueen suurimpien kaupunkien alueille Pietarsaaren, Kokkolaan, Raahen ja Ouluun. Ne heikentävät edelleen lähivesialueidensa ympäristöolosuhteita, vaikka tehtaiden ympäristövaikutukset ovat vuosien kuluessa vähentyneet huomattavasti (Kronholm ym. 2005: 60–61). Kohonen (2003: 166) huomauttaa, että teollisuuden aiheuttamasta ravinnekuormituksesta etenkin typen vähentäminen on ollut haasteellista viime vuosikymmenen aikana.

Haja-asutuksen, eli kaupunkien ja taajamien ulkopuolelle sijoittuvan asutuksen jätevesistä aiheutuva ravinnekuormitus on Perämeren kokonaiskuormituksen osalta merkittävässä roolissa (Räike & Knuutila 2018: 80–81). Oikarinen ym. (2015: 18) muistuttavat artikkelissaan, että Suomi on harvaan asuttu maa, joten haja-asutusta on paljon. Pihlajamäki & Tynkkynen (2011: 194) tarkentavat, että haja-asutuksen ongelmallisuus liittyy siihen, ettei kotitalouksia ole välttämättä liitetty keskitettyyn viemäriverkkoon, ja siksi jätevedet aiheuttavat usein ongelmia lähivesistöissä. Kohonen (2003: 166) toteaaakin, että viime vuosikymmenenä tavoitteena on ollut vähentää erityisesti jätevesien aiheuttamaa fosforikuormitusta, mutta myös tyyppikuormituksen vähentäminen on ollut tärkeää niillä alueilla, joilla vesialueet ovat tyyppirajoitteisia. Hänen mukaansa haja-asutuksen aiheuttaman ravinnekuormituksen vähentämiseksi tarvitaan aluesuunnittelua, vesihuoltosuunnitelmia, viemäriverkoston laajentamista ja kehittyntä teknologiaa.

5.5. Rantalaitumet

Kun kotieläinten laidunnusalueet on sijoitettu rantaan, puhutaan rantalaitumista. Niiden määrä on vähentynyt 1960-luvulta alkaen merkittävästi, ja sen seurauksena myös merenrantaniittyjen määrä on vähentynyt niin, että ne luokitellaan nykyään äärimmäisen uhanalaiseksi luontotyyppiä (Lehtomaa ym. 2018: 713). Niemelä (2012: 8) kertoo raportissaan, että kestävästi toteutettu rantalaidunnus kestää vuosittain noin 3–5 kuukautta toukokuusta lokakuuhun, mutta laidunnuksen kesto ja toteutus määrittellään tarkemmin tapauskohtaisesti. Lehtomaa ym. (2018: 712) huomauttavat, että Pohjois-Pohjanmaalla laidunnettuja merenrantaniittyjä on pinta-alaltaan eniten koko Suomeen nähden, sillä lähes puolet Suomen arviolta noin 6200 hehtaarin merenrantaniittyjen kokonaispinta-alasta sijoittuu tälle alueelle. Pessa (2021: 8) lisää, että rantalaitumiin sisältyy usein avointen merenrantaniittyjen lisäksi myös puustoisempia alueita, ja kun nämä ympäristöt otetaan mukaan, laidunnettuja merenrantoja on Pohjois-Pohjanmaalla yhteensä noin 4000 hehtaaria. Vainio ym. (2001: 92) mainitsevat raportissaan Pohjois-Pohjanmaan arvokkaimpien merenrantaniittyjen olevan mukana myös lintuvesiensuojeluohjelmassa.

Rantalaidunnuksella on ympäristön monimuotoisuuden kannalta monia positiivisia vaikutuksia. Useat Itämeren rantojen kasvilajit hyötyvät tutkimusten mukaan laidunnuksesta, sillä se pitää kasvillisuuden matalana (Pykälä 2007: 60). Tämä on havaittu Laurilan ym. (2015: 1206) tutkimuksessa myös Perämeren rantalaitumilla. Myös monet lintulajit (Schulman ym. 2008: 432) ja hyönteiset (Rintala & Ahlroth 2007: 42) viihtyvät matalakasvuksilla rantaniityillä. Matalakasvuiset kasvilajit menestyvät näillä alueilla paremmin, ja siksi siemen- ja hyönteisravinnon määrä alueilla lisääntyy (Schulman ym. 2008: 432). Rantalaidunnuksella on havaittu olevan erityisen paljon positiivisia vaikutuksia alueilla, joilla rannikot ovat rehevöityneet. Alueilla, joilla Itämeri on rehevöitynyt, myös rannat pysyvät harvemmin luonnollisesti avoimina (Pykälä 2007: 59), ja tällöin esimerkiksi järviruoko lisääntyy näillä alueilla tehokkaasti. Järviruoko vaikuttaa haitallisesti lähes kaikkiin kasvilajeihin, ja se heikentää merkittävästi rantojen luonnon monimuotoisuutta, koska se on hyvin tehokas kilpailija. Suurikokoisena lajina se vie runsaasti elintilaa muilta lajeilta (Dijkema 1990 Pykälä 2000: 708 mukaan). Pykälä (2007: 60) toteaa, että rantalaidunnus saattaa siis alueellisesti pitää yllä Itämeren rantojen luonnollisia ekologisia erityispiirteitä alueilla, joilla rehevöityminen on niitä heikentänyt tai muuttanut.

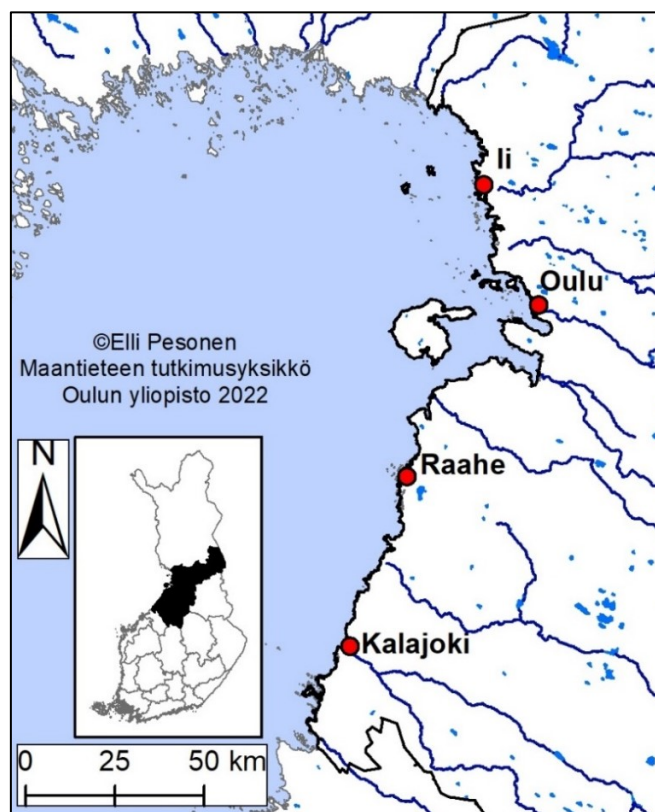
Ravinteiden osalta rantalaidunnuksen tavoitteena on vähentää ranta-alueiden ravinteita. Tämä toteutuu vain, jos laidunnus on toteutettu ohjeenmukaisesti ja paikalliset erityispiirteet huomioiden (Niemelä 2012: 14). Rantalaidunten vaikutusta vesistöihin, ja niiden aiheuttamaa ravinnekuormitusta rajoitetaan sillä, ettei rantalaitumia saa lannoittaa, eikä niille saa tuoda eläimille tarkoitettua lisärehua. Perinnebiotoopeina hoidettavat rantalaitumet on myös aidattava erilleen viljellyistä ja lannoitetuista nurmilaitumista. Lisäksi niiden väliin on jätettävä suojavyöhyke, joka estää lannoiteravinteiden kulkeutumista rantalaidunten kautta vesistöihin (Turtola & Jaakkola 1995 Niemelä 2012: 9 mukaan).

Niemelän ym. (2008: 183) tutkimuksen mukaan rantaniittyjen kasvillisuuteen on sitoutunut viljeltyjen heinikoiden kasvillisuuteen verrattuna vähemmän fosforia, joka on myös rehevöitymisen suhteen toinen tärkeimmistä ravinteista. Sen sijaan rantaniittyjen kasvillisuus sisältää enemmän natriumia, rautaa ja mangaania (Niemelä ym. 2008: 184). Laiduneläinten laiduntamisen seurauksena ravinteet siirtyvät paikasta toiseen (Niemelä 2012: 14), ja osa myös sitoutuu eläinten kasvuun (Niemelä ym. 2006: 110, Huuskonen ym. 2022). Niemelä (2012: 14) lisää raportissaan, että myös kasvillisuus sitoo ravinteita, joten rantalaitumilla on huolehdittava, ettei kasvillisuus kulu liikaa esimerkiksi eläinten tallauksen seurauksena. Hän selittää, että kasvillisuuden alta paljastunut maaperä on altis eroosiolle, jolloin ravinteet pääsevät valumaan vesistöihin. Jackson ym. (2006: 264) huomauttavat artikkelissaan, että laidunnuksen seurauksena nopeasti uusiutuva kasvillisuus pystyy myös sitomaan ravinteita tehokkaammin. Ihannetilanteessa rantalaitumet kykenevät sitomaan lisäksi myös niitä ravinteita, jotka valuvat laidunten yläpuolisilta, viljellyiltä ja lannoitetuilta peltoalueilta (Jackson ym. 2006: 264).

Rantalaitumilla voi kuitenkin olla vesien ravinnekuormituksen kannalta myös negatiivisia vaikutuksia, jos laidunnusta ei ole toteutettu oikein. Mikäli laidunalueet tallautuvat liikaa, niiden kyky toimia tehokkaana, kauempaa maa-alueilta peräisin olevan ravinnekuormituksen vähentäjänä, heikkenee. Tämä johtuu siitä, että tallautumisen seurauksena maaperä tiivistyy, jolloin sen vedenläpäisykyky ja happipitoisuus pienenevät. Näissä ravinnekiertoa hidastavissa olosuhteissa typpipitoinen orgaaninen aines alkaa usein kertyä maaperään (Olsen ym. 2011: 535). Niemelä (2012: 20) jatkaa, että kosteilla alueilla tallausvaurioita syntyy herkemmin, kun maanpinta rikkoutuu ja kasvipeite kuluu, jolloin ravinnekuormitus vesistöihin voi kasvaa. Niemelä ym. (2008: 185) huomauttavat myös, että laiduneläinten kivennäisruokinta rantalaitumilla ei ole yleistä, mutta jos tätä tapahtuu, se voi lisätä etenkin fosforikuormituksen määrää.

6. Tutkimusalue

Perämeri on Itämeren pohjoisin osa. Se sijoittuu $63,5^{\circ}\text{N}$ - 66°N väliin, ja sen keskisyvyys on noin 43 metriä (Lundberg ym. 2009: 153). Itämeren merialueista se kuuluu Pohjanlahteen, joka on Itämeren osa Ahvenanmaasta pohjoiseen. Pohjanlahti on jaettu kolmeen osaan: Selkämereen, Merenkurkkuun ja Perämereen (Kautsky & Kautsky 2000: 3). Myrbergin & Andrejevin (2006: 57) mukaan Perämeri rajautuu etelässä suunnilleen Vaasan ja Uumajan kaupunkien kohdalla sijaitsevaan, keskisyvyydeltään vain noin 25 metriä syvään Merenkurkkuun. Pohjoisessa Perämeri rajautuu Suomen rannikkoalueilla Tornion kaupunkiin Suomen ja Ruotsin rajalla (kuva 3). Pohjois-Pohjanmaan maakunta kattaa Perämeren rannikkoalueen Kalajoen kaupungista ja Iin kuntaan. Pohjoisessa se rajautuu Lapin maakuntaan, johon myös Perämeren pohjoisin osa kuuluu (Kersalo & Pirinen 2009: 119). Koska tämän pro gradu -tutkielman tutkimusalue rajautuu Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalueeseen aineistojen saatavuuden takia, pohjoisin ja eteläisin osa Perämerestä jätetään tarkastelun ulkopuolelle. Suome- lan ym. (2018: 65) tekstin perusteella tutkimusalue sijoittuu rannikkovesityypiltään ja vesienhoitoalueeltaan Perämeren sisempiin rannikkovesiin.



Kuva 3. Pohjois-Pohjanmaan rannikko ja suurimmat kaupungit ja kunnat 2022.

Koko Perämeren rannikko, eli myös Pohjois-Pohjanmaan rannikko, kuuluu Fennoskandian kilpeen. Pääsääntöisesti sen kallioperä on siis peruskalliota. Kallioperää luonnehtivat migmatiitit, gneissit ja alueelliset vihreäkivivyöhykkeet. Oulun alueella esiintyy myös sorasta muodostuneen konglomeraatin lisäksi kalkki-, hiekka- ja savikiveä (Kronholm ym. 2005: 20). Toivonen & Österholm (2011: 107) kertovat, että yksi tärkeimmistä vedenlaatuun vaikuttavista geologisista tekijöistä Pohjois-Pohjanmaan rannikolla ovat kuitenkin happamat sulfaattimaat. Heidän mukaansa happamat sulfaattimaat ovat syntyneet pääsääntöisesti nykyisellä Holoseenikaudella hapettomissa olosuhteissa, ja ne ovat maankohoamisen seurauksena kohonneet merenpinnan yläpuolelle. Yli-Halla ym. (2020: 2) tarkentavat, että happamat sulfaattimaat aiheuttavat vesistöjen happamoitumista ja luovat siten edellytyksiä erilaisten haitallisten aineiden vapautumiselle ja muodostumiselle. Roosin & Åströmin (2005: 32) mukaan tällaisia vapautuvia, ympäristöä vahingoittavia aineita ovat esimerkiksi erilaiset raskasmetallit, muun muassa alumiini, lyijy ja kupari.

Perämeren itärannikko, eli Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalue, on meren länsirannikkoon verrattuna matala ja tasainen. Sen joet ovat myös Ruotsin puolen jokiin verrattuna pieniä, mutta niiden vesi on melko eutrofista, ja rannikkoalueet ovat paikallisesti alttiita rehevöitymiselle (HELCOM 1996 Lundberg ym. 2009: 152 mukaan). Lisäksi Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalueella tapahtuva maankohoaminen vaikuttaa sen topografiaan ja ympäristöolosuhteisiin. Johansson ym. (2014: 36) kertovat artikkelissaan, että maa kohoaa Pohjois-Pohjanmaan rannikolla keskimääräiseen merenpinnan korkeuteen nähden lähes 9 mm vuodessa. Kronholm ym. (2005: 22) selittävät, että maankohoaminen mataloittaa jo ennestään matalia rannikkoalueita, kun uutta maata paljastuu vedenpinnan alta. Tällöin rannikosta tulee entistä rikkonaisempi ja sulkeutuneempi, ja siten paikallisesti alttiimpi rehevöitymiselle. Maankohoamisen seurauksena Perämereen laskevien jokien profiili loivenee, mikä johtaa sen valuma-alueen kasvuun, kun uutta maata paljastuu veden alta (Kronholm ym. 2005: 28).

Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalue kuuluu keskiboreaaliseen ilmastovyöhykkeeseen. Rannikon läheisyydessä Perämeri vaikuttaa ilmastoon merkittävästi viilentäen sitä keväisin ja lämmittäen sitä syksyisin. Vuoden keskilämpötilat eivät ole alueella kovinkaan korkeita. Kuten Ilmatieteen laitoksen tilastoista käy ilmi (Lämpötilatilastot 2023) esimerkiksi Pohjois-Pohjanmaan suurimmassa kaupungissa Oulussa vuoden keskilämpötila oli vuosien 1991–2020 havaintojaksolla 3,3°C. Pohjois-Pohjanmaan pohjoisosissa vuoden keskilämpötila on usein tätäkin matalampi, eteläosissa hieman korkeampi (Ilmatieteen laitos 2009: 119). Sademäärät ovat verrattain korkeita, ja ne kasvavat usein rannikolta sisämaahan päin siirryttäes-

sä. Ilmatieteen laitoksen tilastoista (Sadetilastot 2023) voidaan havaita, että esimerkiksi Oulussa vuosien 1991–2020 havaintojaksolla vuoden keskimääräinen sademäärä oli 524 mm. Sadepäiviä vuodessa oli keskimäärin yhteensä 172 kappaletta. Rannikolla sateisin kuukausi on yleensä elokuu, sisämaassa suurimmat sademäärät ajoittuvat heinäkuulle (Ilmatieteen laitos 2009: 119). Viileän ilmaston ja kylmien talvien takia sade tulee talviaikaan pääsääntöisesti lumena (Ilmatieteen laitos 2009: 122). Granskog ym. (2006: 146) kertovat että Perämeren jäätyminen alkaa pohjois-eteläsuuntaisesti yleensä loka-marraskuussa, ja jääpeitettä saattaa olla pohjoisilla alueilla jäljellä vielä toukokuussakin. He toteavatkin, että jääpeite vaikuttaa siis merkittävästi Perämeren ja Pohjois-Pohjanmaan rannikon olosuhteisiin, sillä merialueet saattavat olla vuosittain jäässä yhtäjaksoisesti jopa yli puoli vuotta.

Perämeren valuma-alue on yhteensä 260 000 km², kun mukaan luetaan myös Ruotsin puolen jokien valuma-alueet. Suomen puolella valuma-alueet kattavat yhteensä 127 266 km² alueen (Kronholm ym. 2005: 28–29). Suomen puolen joista, valuma-alueeltaan suurimpia Perämereen laskevia jokia ovat Kemijoki (49 448 km²), Tornionjoki (29 664 km²), Oulujoki (22 514 km²) ja Iijoki (14 189 km²). Näistä Oulujoki ja Iijoki sijaitsevat Pohjois-Pohjanmaan alueella. Oulujoen keskivirtaama on 269 m³/s, Iijoen keskivirtaama on 176 m³/s. Jokien huippuvirtaamat ajoittuvat yleensä huhti-kesäkuulle, sillä lumien sulaminen aiheuttaa merkittävää lisäystä jokien virtaamamäärissä. Suomen puolen jokien valuma-alueille on tyypillistä myös vähäjärvisyys (Kronholm 2005: 29–30). Sekä Perämeri, Pohjois-Pohjanmaan rannikko sekä Perämereen laskevien jokien valuma-alueet sijaitsevat suurimmaksi osaksi keskiboreaalisella kasvillisuusvyöhykkeellä, jolle tyypillisiä ovat havumetsät, kesävihannat metsät (Bonan & Shugart 1989: 1) ja suoalueet (Kauppi ym. 1997: 14).

Perämeren suolapitoisuus on merialueeksi hyvin pieni, sillä Merenkurkku ja Pohjanlahden muuhun Itämereen yhdistävä Saaristomeri ovat hyvin matalia. Siksi suurten jokien mereen kuljettama makea vesi pääsee pienentämään suolapitoisuutta, koska vesi ei pääse tehokkaasti vaihtumaan muun Itämeren suolaisemman meriveden kanssa (Myrberg & Andrejev 2006: 57). Perämeren suolapitoisuus on vain 2–3 promillea (Elmgren & Larsson 2001 Bonsdorff ym. 2002: 372–373 mukaan), ja rannikkoalueilla suolapitoisuus on yleensä avovettä vielä pienempi. Pursiainen ym. (2021: 2) huomauttavatkin, että rannikoilla olosuhteet muistuttavat matalan suolapitoisuuden takia siis enemmän makean veden ympäristöjä kuin meriveden ympäristöjä. Kronholm ym. (2005: 35) lisäävät, että Perämeren virtaukset johtuvat pääsääntöisesti tuulesta, joten sääolosuhteet vaikuttavat niihin merkittävästi. Heidän

mukaansa selvimmät virtaukset voidaan havaita Suomen rannikolla etelästä pohjoiseen ja Ruotsin rannikolla pohjoisesta etelään.

Matalan suolapitoisuuden olosuhteet vaikuttavat rannikoiden biodiversiteettiin ja lajistoon merkittävästi. Monet eteläisemmällä Itämerellä esiintyvät lajit vähenevät etelä-pohjoissuuntaisesti, ja häviävät usein kokonaan mitä pohjoisemmaksi edetään, sillä ne eivät ole sopeutuneet makean veden olosuhteisiin. Ojaveer ym. (2010: 15) toteavatkin artikkelissaan, että lajirikkaus on siis pääsääntöisesti suurempi korkeamman suolapitoisuuden elinympäristöissä. Tällaisia etelä-pohjoissuuntaisesti väheneviä esimerkkilajeja ovat Kiirikin ym. (2004: 8) mukaan muun muassa turska, jonka levinneisyysalue määräytyy vallitsevien suolaisuusolojen mukaan, eikä se kykene esimerkiksi lisääntymään Perämeren matalan suolapitoisuuden olosuhteissa. Toisaalta Ojaveer ym. (2010: 15) kertovat, että aiemmat ovat osoittaneet, että sellaiset eliöt, jotka ovat sopeutuneet sekä suolaisen meriveden että murtoveden olosuhteisiin, voivat olla alueellisesti jopa lajirikkaampia matalan suolapitoisuuden alueilla. Pääsääntöisesti merellisten lajien määrä on kuitenkin Pohjois-Pohjanmaan rannikolla muuhun Itämereen verrattuna pieni. Sen sijaan alueella elää runsaasti makeanveden lajeja, joita ei muualla Itämerellä juurikaan esiinny (Kautsky & Kautsky 2000: 5; Virtanen ym. 2018: 10).

Pohjois-Pohjanmaan maakunnan väkiluku vuonna 2021 oli Tilastokeskuksen (Kuntien avainluvut 2022) mukaan yhteensä 415 603 ihmistä. Se oli Suomen neljänneksi suurin maakunta: väkiluvun osalta sitä suurempia olivat vain Uusimaa, Pirkanmaa ja Varsinais-Suomi. Läntisen Pohjois-Pohjanmaan kaupungeista ja kunnista väkiluvultaan suurin on Oulu (209 551), joka oli vuonna 2021 myös koko Suomen viidenneksi suurin kunta. Tilastokeskuksen tilastojen mukaan muita, asukasluvultaan suurimpia läntisen Pohjois-Pohjanmaan kuntia ja kaupunkeja ovat Raahen (24 260), Kempele (19 116), Ylivieska (15 357), Kalajoki (12 412), Liminka (10 218) ja Ii (9 912) (Kuntien avainluvut 2022).

7. Aineistot ja menetelmät

7.1. Aineistot

Tässä pro gradu -tutkielmassa käytettiin sekä Metsähallitukselta, Luonnonvarakeskukselta että Suomen ympäristökeskukselta saatuja lajitieto-, maankäyttö- ja kuormitusaineistoja ja vesimuodostumakohtaisia aineistoja vedenlaadusta ja ekologisen tilan arvioinnista. Lisäksi Suomen ympäristökeskukselta saatiin CORINE-maankäyttöaineisto. Sen avulla voitiin tarkastella erilaisten maankäyttömuotojen osuutta tutkielman tutkimusalueella Pohjois-Pohjanmaalla.

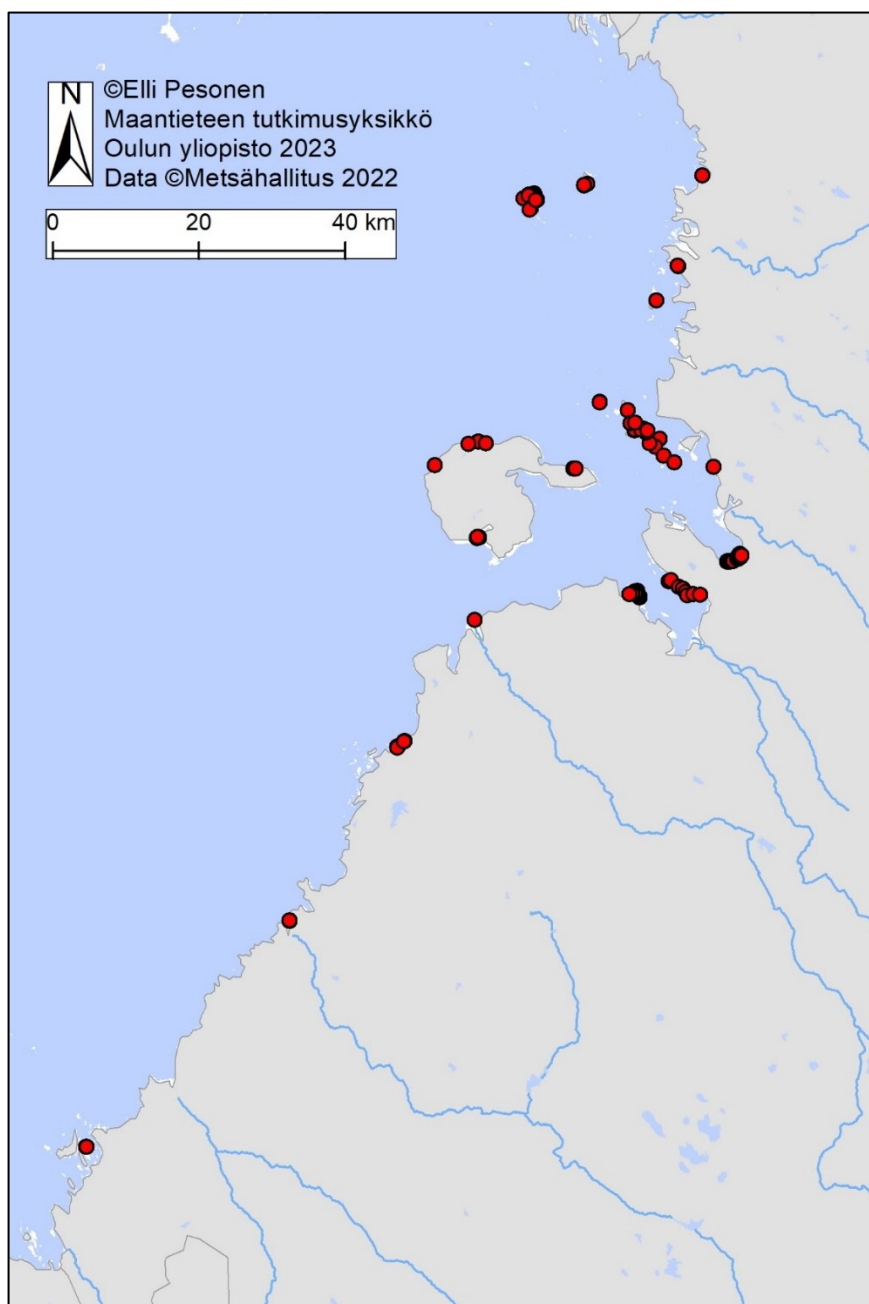
7.1.1. Rihmaleväaineisto

Rihmalevät käsittävä lajitietoaineisto on osa VELMU-ohjelman tuottamaa lajitietoaineistoa. VELMU-ohjelma on lyhenne ”Valtakunnallisen vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelmasta”, joka on aloitettu jo vuonna 2006 (Ymparisto.fi). VELMU-aineiston avulla voitiin määrittää rihmaleville biovolyyymi-arvot, joita vertailtiin vedenlaatu-muuttujien arvojen kanssa. Lajitietoaineisto on koottu erilaisia menetelmiä hyödyntäen, kuten drop-videoinnilla, sukeltamalla ja kahlaamalla (VELMU-menetelmäohjeistus 2022).

Ympäristöhallinnon laatiman VELMU-menetelmäohjeistuksen (2022: 37–41) mukaan eliöyhteisötason tietojen kerääminen VELMU-ohjelmassa tapahtuu videokuvaamalla, tarkemmin drop-videoinnilla. Siinä jokaiselta inventointipisteeltä kuvataan pohjakuvaa minuutin verran mahdollisimman suotuisissa olosuhteissa. Siten pohjan lajit ja olosuhteet erotuvat mahdollisimman tarkasti. Videokuvauksen etuja ovat etenkin sen nopeus ja kustannustehokkuus, mutta näiden lisäksi tulosten analysoinnin kannalta on hyödyllistä, että tallennettuun videoon voi palata vielä myöhemmin. Lajitasolla videokuvaus on kuitenkin hyvin epä-tarkka menetelmä, ja tarkempien lajitietojen saamiseksi sukeltamalla tehdyt havainnot ja näytteenotot ovat yleensä tarpeellisia.

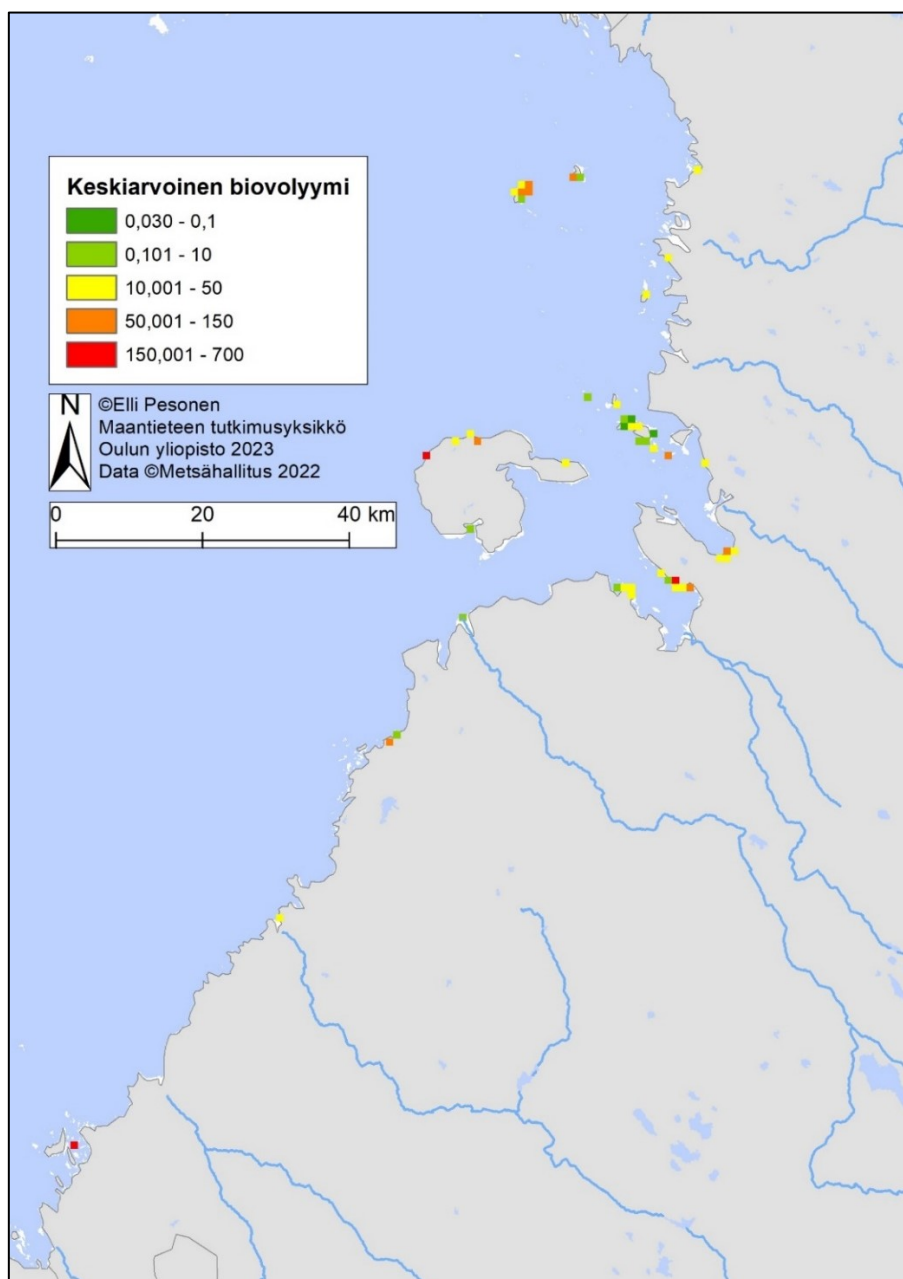
Koska tämän tutkielman tutkimusalueena olivat Pohjois-Pohjanmaan rannikon enintään kuusi metriä syvät vesialueet, suuresta rihmalevien havaintopisteaineistoista rajattiin tarkasteluun vain tutkimusalueelle kuuluvat pisteet. Yhteensä havaintopisteitä oli 1467 kappa-

letta, ja ne sijoituivat Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalueelle. Näistä pisteistä valittiin vielä vain ne, jotka kasvavat epifyytteinä, eli toisten kasvien pinnoilla. Lopulliseen rihmalevädataan jäi yhteensä 207 havaintopistettä (kuva 4). Havaintopistedata ei valmiiksi sisältänyt tutkielman tulosten tarkastelussa käytettyä biovolyyymia, joten se laskettiin havaintopisteille erikseen. Koska tässä tutkielmassa tarkoituksena oli tarkastella vain epifyyttisten rihmalevien biovolyyymia (eli levän peittävyysprosentti x levän korkeus), eivät tarkemmat tiedot esimerkiksi lajeista olleet oleellisia.



Kuva 4. Epifyyttisten rihmalevien havaintopisteet tutkimusalueella.

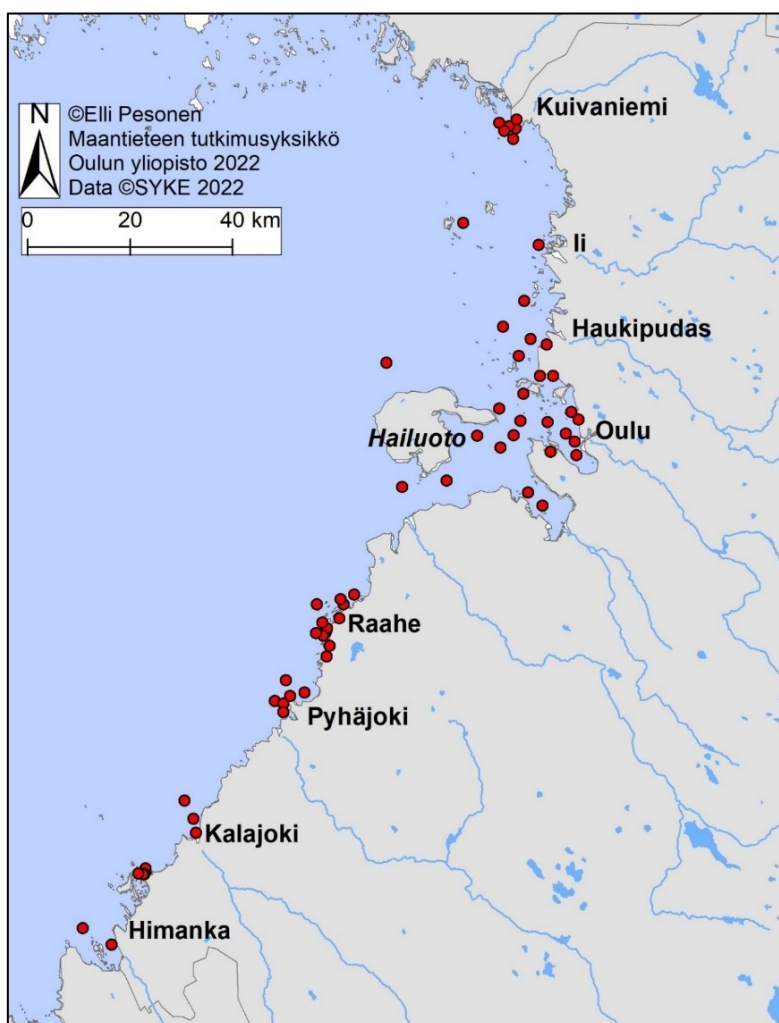
Kun epifyyttisten rihmalevien havaintopisteille saatiin laskettua pistekohtaiset biovolyymiarvot, havaintopisteet muutettiin rasterimuotoiseksi käyttämällä ArcMapin Point to Raster -työkalua. Koska tutkimusalue kattoi koko Pohjois-Pohjanmaan rannikon, ja oli siten melko laaja, rasterikooksi valittiin 1000 x 1000 metriä. Näin karttakuva oli paremmin visuaalisesti tarkasteltavissa (kuva 5). Työkalu laski jokaiselle rasteriruudulle rihmalevien keskiarvoiset biovolyymiarvot, ja ne kuvaavat biovolyymin vaihtelua tutkimusalueella paremmin kuin yksittäiset epifyyttisten rihmalevien havaintopisteet.



Kuva 5. Epifyyttisten rihmalevien keskiarvoiset biovolyymiarvot 1000 x 1000 metrin ruuduissa.

7.1.2. Ympäristöaineistot

Suomen ympäristökeskuksen avoimista aineistoista saatiin ladattua vesimuodostumakohtaisia, eli paikallisia aineistoja vedenlaadusta ja veden ekologisesta tilasta. Näihin aineistoihin kuuluivat esimerkiksi tässä tutkielmassa tärkeässä roolissa oleva veden näkösyvyys, sekä näytepistekohtaiset arvot veden sisältämistä ravinteista, eli kokonaistypestä ja kokonaisfosforista. Aineistot ladattiin Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämästä Hertta-palvelusta. Havainnot valittiin vuoden 2016 ja vuoden 2022 väliseltä ajanjaksolta, sillä rihmaleväaineistot on kerätty ajanjaksolla 2017–2021. Kun tarkasteluun otettiin pelkästään Pohjois-Pohjanmaan rannikkovesillä sijaitsevat näytepisteet, saatiin kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta yhteensä 64 näytepistettä. Näkösyvyyttä mitanneita pisteitä oli yhteensä 69 kappaletta. Liitteessä 1 on nähtävillä kaikki käytetyt vedenlaadun näytepisteet ja niiden etäisyys rantaviivasta.



Kuva 6. Vedenlaatu näytepisteiden sijainti kartalla.

Vedenlaatu näytepisteistä oli saatavilla useita eri näytteitä eri syvyyksistä ja ajankohdilta. Koska tämän tutkielman tavoitteena oli tarkastella vain matalia merialueita, aineistoista poistettiin ne näytteet, jotka on otettu yli kuuden metrin syvyydestä. Tämän lisäksi havaintojen ajankohdat eivät aina osuneet rihmalevähavaintojen kanssa samoille ajankohdille, ja siksi yli kuudesta metrissä otettujen havaintojen poistamisen jälkeen laskettiin keskiarvot kaikista jäljelle jääneistä ravinnearvoista. Samoin laskettiin myös keskiarvo näytesyvyyksille.

Rantalaitumet sisältävä aineisto saatiin Luonnonvarakeskukselta (Rantalaidunhankkeen hoitoalueaineisto, Lähde: Ruokavirasto/Luonnonvarakeskus/ProAgria Oulu). Alkuperäisestä aineistosta valittiin tarkasteluun vain laidunnetut rantalaitumet. Koska rantalaitumet olivat muista aineistoista erillään, ne täytyi ensin yhdistää CORINE-maanpeite 2018-maankäyttöaineistoon. Tämä tapahtui Mosaic to New Raster -työkalun avulla ArcMap-ohjelmassa, joka mahdollistaa kahden päällekkäisen rasteritason yhdistämisen toisiinsa. Työkalun avulla CORINE-aineiston arvot korvautuivat rantalaidunten alueella rantalaidunten arvoilla, ja niistä tuli uusi maankäyttöluokka. Loput, yhteensä 49 erilaista maankäyttömuotoa, yhdisteltiin 9:ksi eri luokaksi, jolloin maankäyttöaineisto sisälsi yhteensä 10 erilaista maankäyttömuotoluokkaa (taulukko 1). Rantalaitumet pidettiin muu maatalous - maankäyttöluokasta erillään oikeanlaisten tulosten saavuttamiseksi. Muun maatalouden maankäyttöluokkaan kuuluvat pellot, hedelmäpuu- ja marjapensasviljelmät, laidunmaat, luonnon laidunmaat, maataloustukijärjestelmän ulkopuoliset maatalousmaat ja puustoiset pelto- ja laidunmaat. CORINE-maanpeiteaineiston rasterikoko on 20 x 20 metriä, ja jokaisessa työkalussa asetukset valittiin niin, että syntyneeseen CORINE-maanpeiteaineiston ja rantalaidunaineiston yhdistelmään tuli rasterikooksi myös 20 x 20 metriä.

Taulukko 1. Maankäyttömuotojen luokittelu CORINE-maanpeite 2018-aineiston avulla. Rantalaitumet lisättiin taulukkoon ylimääräisenä maankäyttömuotona.

Luokka	Kuvaus	CORINE-maanpeite 2018 luokat ja rantalaitumet
1	Asuinalueet	1,2
2	Teollisuuden ja liikenteen alueet	3–11
3	Vapaa-ajan toiminta ja puistot	12–16
4	Maatalous	17–22
5	Metsät	23–30, 33–37
6	Avoimet luonnonympäristöt	38, 39
7	Suot ja kosteikot	41–46
8	Sisävedet	47, 48
9	Merivesi	49
<u>10</u>	<u>Rantalaitumet</u>	<u>50</u>

7.2. Menetelmät

7.2.1. Interpolointi

Suomen ympäristökeskukselta saadut vedenlaatumuuttuja-aineistot ovat pistemuotoisia, ja jotta niitä voitiin tarkastella laajemmin koko tutkimusalueella, ne täytyi interpoloida. Bakkali & Amrani (2008: 216) selittävät, että interpoloinnilla tarkoitetaan menetelmää, jossa piste-mäisestä aineistosta saadaan luotua jatkuva pinta, joka havainnollistaa aineiston vaihtelua laajemmalla alueella. Tutkielman interpolaatiokartat luotiin ArcMap-ohjelman Geostatistical Wizard -työkalun avulla.

Interpolaatiomenetelmiä on useita erilaisia, joista kriging ja IDW (*Inverse Distance Weighted*) ovat yleisimpiä. IDW on näistä yksinkertaisempi menetelmä, joka soveltuu parhaiten tiheästi sijoittuneiden havaintopisteiden interpolointiin (Burrough & McDonnell 1998, Setianto & Triandini 2013: 24 mukaan). Koska tämän tutkielman havaintopisteet olivat kuitenkin jakautuneet melko epätasaisesti laajalle alueelle, tavallinen kriging osoittautui IDW:tä paremmaksi menetelmäksi. Setianto & Triandini (2013: 24) kertovatkin, että kriging-menelmän ennustuskyky on parempi laajemmalle alueelle sijoittuneiden havaintopisteiden aineistossa. Farmer (2016: 2723) tarkentaa artikkelissaan, että tavallinen kriging perustuu

kahden pisteen välisen etäisyyden perusteella tehtyyn ennustukseen muuttujan, tässä tapauksessa vedenlaatumuuttujien puolivarianssista. Hän selittää, että interpolaatiotyökalu käyttää näitä puolivariansseja laskemalla niiden lineaarisia summia, ja siten se pystyy ennustamaan jatkuvan pinnan arvoja myös niillä alueilla, joilla ei ole havaintopisteitä.

Interpolaatiokartoista luotujen ennustettujen keskivirhekarttojen avulla voitiin arvioida interpolaatioihin sisältyvän virheen määrää. Virhekarttojen arvoja tulkittaessa oli otettava huomioon niiden aineistojen arvojen vaihteluväli, joista interpolaatiot on tehty. Prosentuaalisesti eniten keskivirhettä sisältävä kartta oli luotettavuudeltaan huonoin, sillä se sisälsi eniten ohjelman tekemiin ennustuksiin liittyvää virhettä (Tadesse ym. 2018: 8–9).

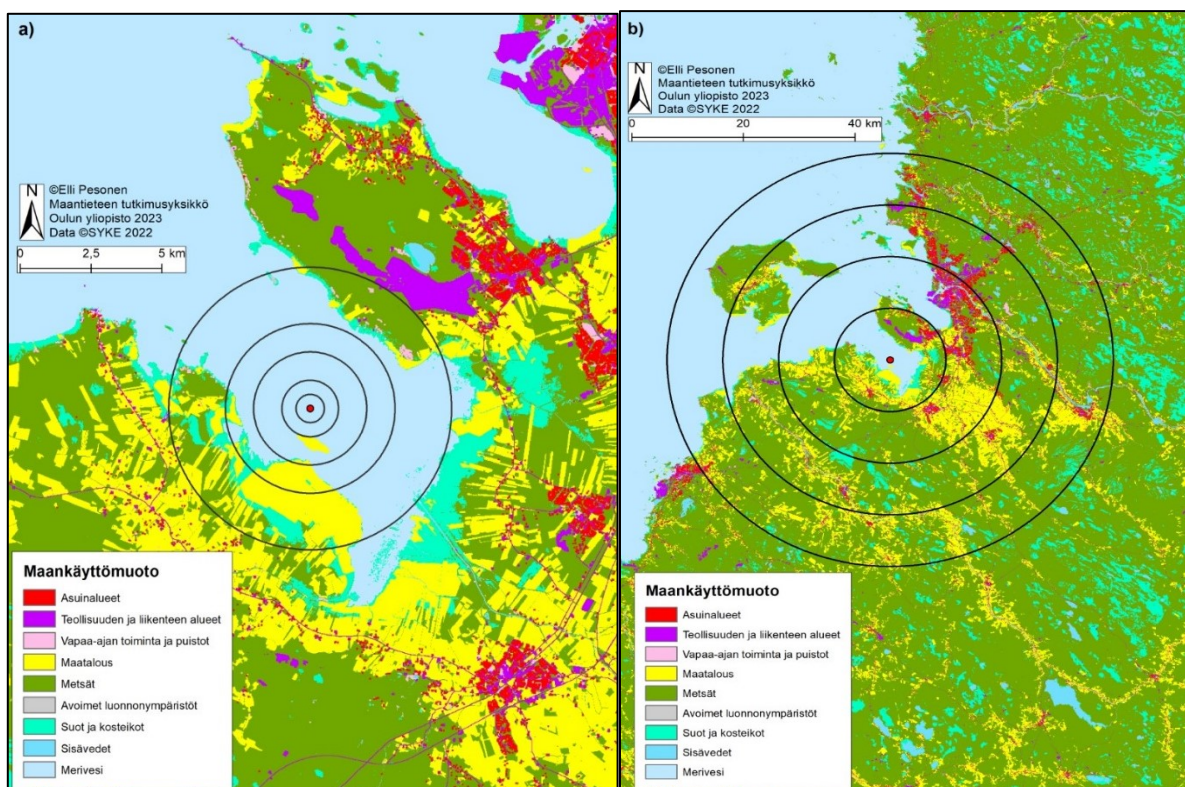
7.2.2. Biovolyymi

Tässä tutkielmassa epifyyttisten rihmalevien tarkastelussa tärkein ominaisuus oli niiden biovolyymi. Biovolyymillä tarkoitetaan rihmalevien tilavuutta (Bell ym. 1983: 1711), eli tässä tapauksessa rihmalevien täyttämää pinta-alaa kerrottuna niiden korkeudella. Sitä käytetään yleisesti kuvaamaan levien määrää tutkimusalueella. Tähän tutkielmaan käytetyssä VELMU-aineistossa biovolyyymiä ei ollut laskettu suoraan, vaan se täytyi laskea aineistosta löytyvän peittävyysprosentin ja levän keskimääräisen korkeuden avulla. Rihmalevien määrä oli ilmoitettu peittävyysprosenttiosuuksina kussakin GPS-sijainnissa, koska näytealan koosta ei aina ole varmuutta. Tästä syystä lukujen avulla laskettu biovolyymi ei saa mitään yksikköä, ja näin ollen biovolyymiluvut olivat vertailukelpoisia vain toisiinsa nähden. Biovolyymi-käsite voidaan helposti sekoittaa biomassan käsitteeseen, mutta Postel ym. (2000: 90–91) huomauttavat tekstissään, että ne eroavat siten, että biomassalla tarkoitetaan kaiken orgaanisen aineksen yhteispainoa tietyllä pinta-alalla. Tietyn lajin tilavuus eli biovolyymi ja kaikkien elollisten olioiden paino eli biomassa siis erottavat nämä käsitteet toisistaan. Biovolyymi kasvaa, kun tutkittavan lajin määrä vesipatsaassa lisääntyy (Postel ym. 2000: 90–91). Siksi se oli käyttökelpoinen muuttuja myös tässä tutkielmassa, kun tarkoituksena oli tutkia epifyyttisten rihmalevien määrän muutoksia.

7.2.3. Optimaalisten bufferikokojen määrittäminen

Jokaiselle vedenlaatu-äytesteelle luotiin 9 erisuuruista bufferia, ja jokaiselle eri vedenlaatu-äytesteelle laskettiin eri maankäyttömuotojen prosentuaalinen osuus jokaisen eri bufferin alueelta kaikista 10:stä maankäyttömuotoluokasta. Tämä tapahtui ArcMapin Tabulate Area -työkalulla, joka laskee kaikkien eri maankäyttömuotoluokkien pikselien määrän jokaisessa bufferissa. Buffereiden kooksi valittiin 500 metriä, 1, 2, 3, 5, 10, 20, 30 ja 40 kilometriä (kuva 7).

Kun kaikkien 10 eri maankäyttöluokan osuudet oli laskettu jokaiselle bufferille, jokaiselle vedenlaatumuuttujalle ja maankäyttömuodolle määritettiin optimaaliset bufferikoot. Optimaalisessa bufferikoossa kullakin maankäyttömuodolla oli eniten korrelaatiota kunkin vedenlaatumuuttujan kanssa. Merialueet poistettiin tässä vaiheessa tarkastelusta, sillä niiden vaikutuksen tarkastelu vedenlaatumuuttujiin ei ollut tutkimuksen kannalta mielekästä. Optimaaliset bufferikoot olivat niitä, joissa vedenlaatumuuttujien ja maankäyttömuotojen välillä oli korkein korrelaatiokerroin, ja ne määritettiin SPSS-ohjelmassa Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen avulla. Optimaalisten bufferikokojen määrittämisessä käytettiin mallina Suomen ym. (2012) tekemää tutkimusta, jossa oli hyödynnetty samanlaista menetelmää.



Kuva 7. Havainnollistavat bufferikoot näytepisteelle 28 (Liminganlahti 12). Kartassa on näkyvissä myös CORINE-maankäyttömuotoaineisto, rantalaitumet on kartoissa yhdistetty maatalousmaankäyttöluokkaan tietosuojasyistä. Karttojen bufferikoot: a) 500 metriä, 1, 2, 3 ja 5 km ja b) 10, 20, 30 ja 40 km.

Kun optimaaliset bufferikoot oli saatu selvitettyä, niitä hyödynnettiin SPSS-ohjelmalla luo-
duissa lineaarisissa regressiomalleissa. Näiden mallien avulla voitiin tarkastella ympäristö-
muuttujien, eli pääsääntöisesti maankäyttömuotojen mahdollisia vaikutuksia kokonaisfosforin,
kokonaistypen ja näkösyvyyden arvoihin.

7.2.4. Lineaariset regressiomallit

Lineaariset regressiomallit perustuvat regressioanalyysiin, jonka avulla voidaan selvittää vastemuuttujan ja selittävien muuttujien välisiä yhteyksiä. Regressioanalyysijä on hyödynnetty laajasti useiden eri tieteenalojen, kuten esimerkiksi luonnontieteiden, taloustieteen ja lääketieteen tutkimuskentillä. Lineaarisen regressiomallin taustaoletuksena on, että vastemuuttujalla ja selittävillä muuttujilla on lineaarista riippuvuutta (Gujarati 2019: 1–3). Useamman muuttu-

jan lineaarisella regressiomallilla voitiin havainnoida selittävien muuttujien yhteyttä toisiinsa ja vastemuuttujaan, ja siten saada selville, mitkä selittävät muuttujat selittävät vastemuuttujaa parhaiten (Orlandi ym. 2021: 3558). Tässä tutkielmassa lineaarista regressiomallia käytettiin selvittämään ne ympäristömuuttujat, jotka vaikuttavat eniten vedenlaatumuuttujiin. Maankäyttömuotojen lisäksi tarkasteluun otettiin mukaan etäisyys rannikosta ja paikan, eli vedenlaatonäytepisteen sijainnin, syvyys. Lineaarinen regressiomalli valittiin tämän tutkielman aineistojen monimuuttujamallinnuksiin, sillä aineistot täyttivät pitkälti kyseiselle mallille asetetut ehdot, ja siksi sitä voitiin pitää käyttökelpoisena mallina aineistojen tarkastelussa. Mallit tehtiin SPSS-ohjelmalla.

Koska lineaarinen regressiomalli vaatii toimiakseen normaalijakautuneita muuttujia (Su ym. 2012: 275), täytyi kaikille aineiston muuttujille tehdä muuttujamuunnoksia. Muuttujien normaalijakautuneisuutta tarkasteltiin Kolmogorov-Smirnovin testillä. Tässä tutkielmassa vastemuuttujille, kokonaisfosforille ja -typelle käytetty muuttujamuunnos ($1/n$) aiheutti arvojen muuttumisen käänteislukuiksi, eli se sai alkuperäisesti pienemmät arvot muuttumaan isommiksi ja alkuperäisesti suuremmat arvot muuttumaan pienemmiksi (Metsämuuronen 2008: 103). Tästä syystä myös lineaaristen regressiomallien kuvaajat kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta näyttivät vastemuuttujien ja selittävien muuttujien suhdetta väärään suuntaan. Yleisenä sääntönä voidaan pitää, että jos normaalijakaumatestin tuloksena saatava p-arvo on 0,05 tai enemmän, on aineisto normaalijakautunut (Kim & Whitt 2015: 21). Pienen otoskoon aineistossa on suositeltavaa, että vastemuuttuja on normaalijakautunut, tai lähellä normaalijakautuneisuutta (Li ym. 2012: 3082). Muuttujamuunnoksista huolimatta kaikki muuttujat eivät välttämättä muutu normaalijakautuneeksi, mutta mallin onnistumisen kannalta on lopullisen mallin residuaalien kuitenkin hyvä olla normaalijakautuneita. Residuaalien normaalijakautuneisuutta voidaan tarkastella myös visuaalisesti QQ-kuvaajan avulla. Mikäli havainnot myötäilevät kuvaajassa näkyvää lineaarista viivaa, voidaan niiden olettaa olevan normaalijakautuneita (Casson & Farmer 2014: 594–595). Casson & Farmer (2014: 593) lisäävät, että residuaaleista tarkastellaan normaalijakautuneisuuden lisäksi heteroskedastisuutta, eli sitä, onko havaintojen varianssi vakio. He tarkentavat, että mikäli residuaaleissa havaitaan heteroskedastisuutta, myös mallissa on ongelmia.

Hair ym. (2014: 185) mukaan lineaariseen regressiomalliin sisältyvä olennainen työvaihe on mallin kalibrointi. He selittävät kalibroinnin tarkoittavan sitä, että malliin valikoidaan selittäviä muuttujia joko poistamalla tai lisäämällä muuttujia yksitellen niiden selitysvoinan perusteella. Tässä tutkielmassa muuttujia poistettiin t-testin p-arvojen perusteella,

ja sen lisäksi hyödynnettiin mallien R^2 -arvoa ja korjattua R^2 -arvoa, jotka kertovat mallin hyvyydestä. Quinino ym. (2012: 1) kertovat artikkelissaan, että pääsääntöisesti voidaan pitää sääntönä, että mitä korkeampi mallin R^2 -arvo on, sitä parempi myös malli on. Näiden arvojen avulla malleihin saatiin määritettyä ne muuttujat, jotka selittävät vastemuuttujia parhaiten. Tällöin myös mallien selityskyky on paras. Lisäksi mallien kalibroinnissa hyödynnettiin F-testin tulosta, eli Sureimanin & Mangeran (2020: 122) mukaan tietoa siitä, millainen suhde on regressiomallilla selitetyn varianssin ja selittämättömän varianssin välillä.

Selittävien muuttujien multikollinearisuuden tarkastelu on tärkeä osa mallinnusta. Lineaarisen regressiomallin onnistuminen vaatii, ettei selittävien muuttujien välillä ole liian suurta keskinäistä korrelaatiota, vaan ne ovat itsenäisiä suhteessa toisiinsa (Su ym. 2012: 275). Selittävien muuttujien VIF-arvot (*Variance Inflation Factor*) kertovat, kuinka voimakkaasti muuttujat selittävät toisiaan. Siten mallista oli karsittava ne muuttujat, joiden VIF-arvot ylittivät raja-arvon 10 (Hair ym. 2014: 200).

Uyanto (2020: 119) toteaa artikkelissaan, että lineaarisessa regressiomallissa havaintopisteiden välistä spatiaalista autokorrelaatiota voidaan tarkastella Durbin-Watson-testillä. Guisan & Zimmermann (2000: 156) tarkentavat, että spatiaalisella autokorrelaatiolla tarkoitetaan lähellä toisiaan sijaitsevien havaintopisteiden välistä samankaltaisuutta, eli tilannetta, jossa havaintopisteet eivät ole toisistaan riippumattomia. Uyanto (2020: 120) kertoo, että Durbin-Watson-testin arvot sijoittuvat 0–4 väliin, ja yleisenä sääntönä voidaan pitää, että jos testin arvo ylittää raja-arvon 2, havaintopisteiden välillä ei ole tällöin spatiaalista autokorrelaatiota. Jos arvo on alle 2, havaintopisteiden välillä voidaan todeta olevan tilastollisesti spatiaalista autokorrelaatiota (Uyanto 2020: 120). Durbin-Watson-testi tehtiin kaikkien tämän tutkielman vedenlaatu-muuttujien lineaaristen regressiomallien residuaaleille.

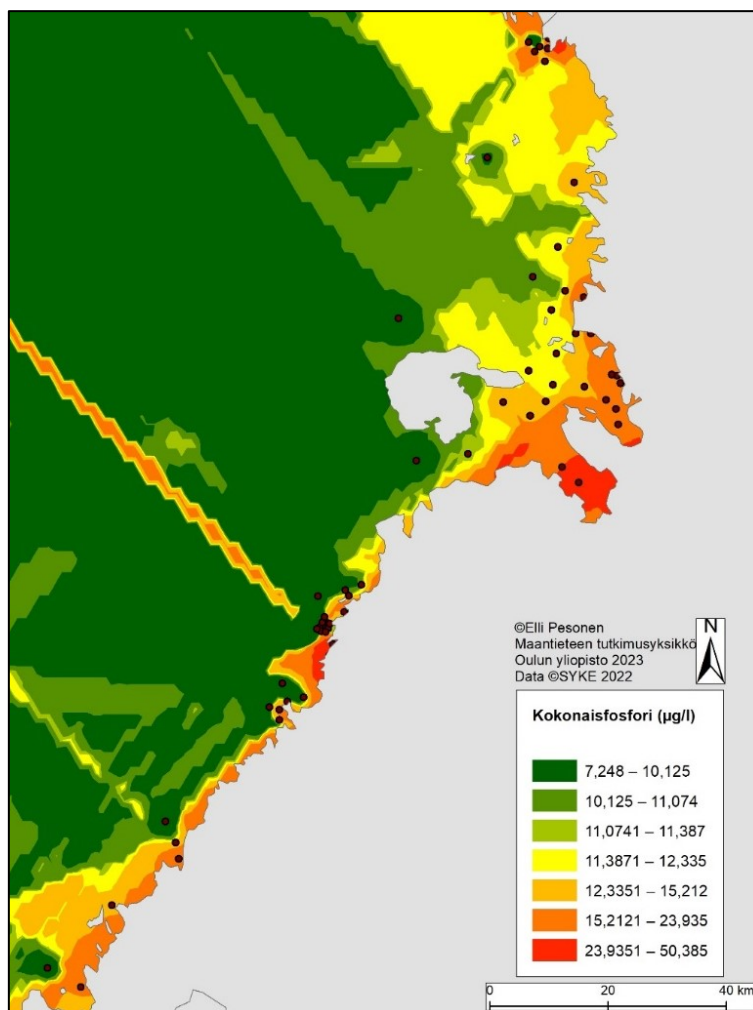
8. Tulokset

8.1. Interpolaatiokartat

ArcMapin Geostatistical Wizard-työkalulla tehty tavallinen kriging tuotti kaikille kolmelle vedenlaatumuuttujalle jatkuvan pinnan. Koska näytepisteitä oli suhteessa alueen kokoon melko vähän, krigingillä saatava interpolaatitaso ei ylettynyt aivan Pohjois-Pohjanmaan rannikolla sijaitsevien suurimpien lahtien päähän saakka. Näille alueille saatiin ennustettua arvot ekstrapolaation avulla, eli tasoa laajentamalla. Interpolaatio tehtiin jokaiselle vedenlaatumuuttujalle erikseen, ja arvojen luokittelussa käytettiin geometrisiä intervaleja.

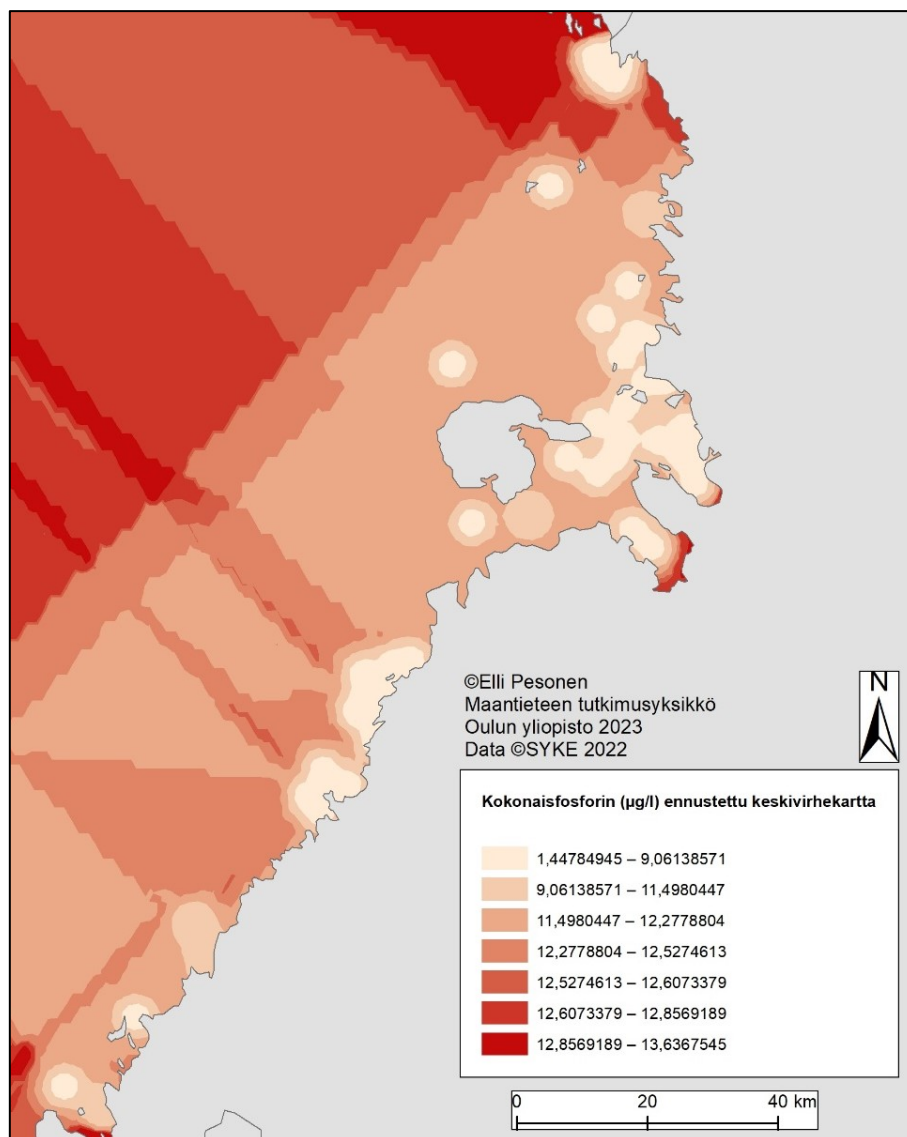
Interpolaatiokartoista luotujen ennustettujen keskivirhekarttojen avulla voitiin arvioida interpolaatioiden luotettavuutta. Virhearvojen perusteella vedenlaatumuuttujista kokonaistypen interpolaatiokartta oli luotettavin (kuva 11), sillä siinä prosentuaalisen virheen määrä oli pienin. Huonoin ennustettavuus oli näkösyvyyden interpolaatiokartalla (kuva 13). Kaikkien keskivirhekarttojen perusteella ennustettavuus oli luotettavinta näytepisteiden läheisyydessä rannikkoalueilla.

Kokonaisfosforin interpolaatiokartasta (kuva 8) voidaan havaita, että Pohjois-Pohjanmaan rannikon fosforipitoisuuksissa esiintyy vähemmän vaihtelua kuin typpipitoisuuksissa (kuva 10). Akionlahden näytepiste poistettiin aineistosta, koska sen arvo (yli 500 μl) poikkesi muista arvoista niin paljon, että se heikensi luokittelun tarkkuutta. Poistamisen jälkeen kokonaisfosforin arvot sijoittuvat lopulta 7,3–50,4 μl välille. Suurimmat fosforipitoisuudet havaittiin Oulun kaupungin läheisyydessä, erityisesti Kempeleenlahdella ja Liminganlahdella. Fosforipitoisuudet olivat korkeita pitkin rannikkoa, mutta Oulun edustan lisäksi erityisen korkeita arvot olivat myös Raahen ja Pyhäjoen välisellä rannikolla ja Iin kunnan pohjoisosassa Kuivaniemen alueella, Kuivajoen suulla. Pienimmät fosforipitoisuudet sijoittuivat avomerelle. Rannikkoalueilla fosforipitoisuudet olivat keskiarvoa pienemmät myös Pohjois-Pohjanmaan rannikon pohjoisosassa suunnilleen Haukiputaan kunnan ja Iin kunnan välillä.



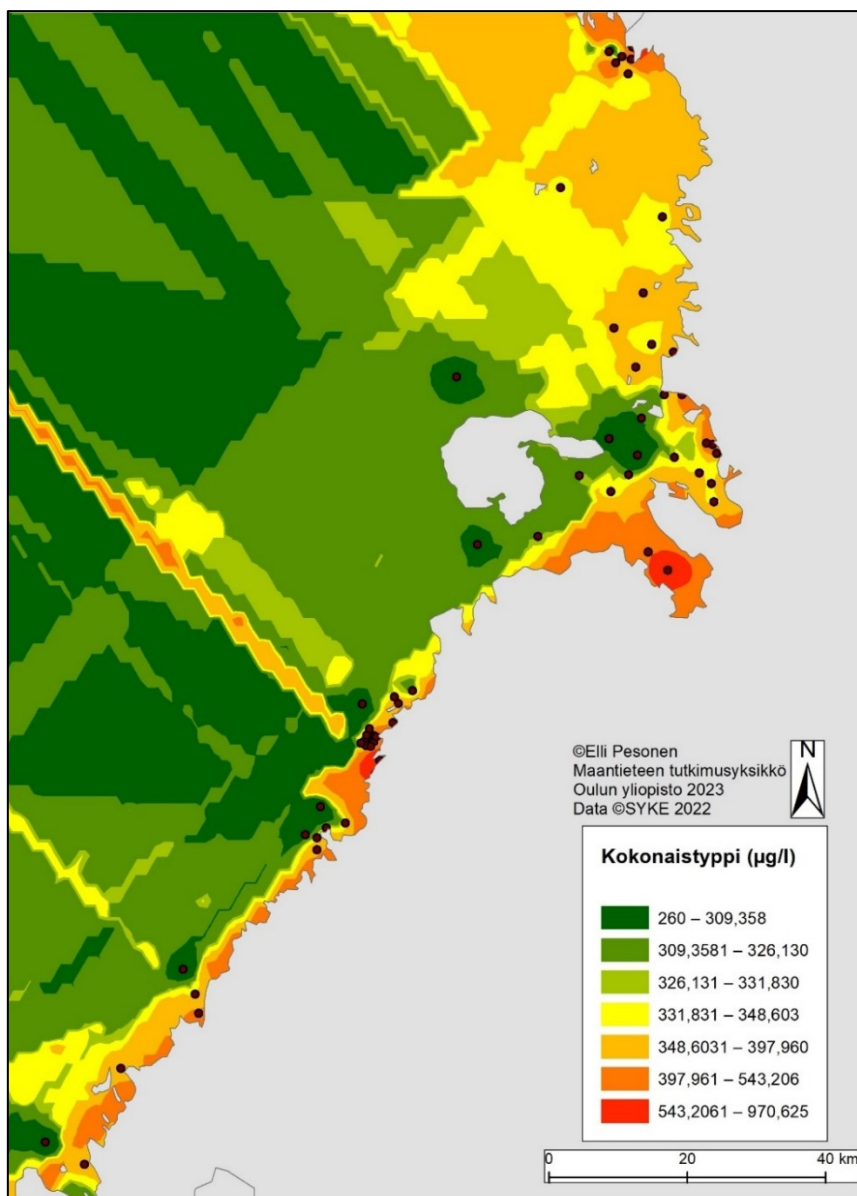
Kuva 8. Kokonaisfosforin kriging-interpolaatiokartta, luokitteluna geometriset intervallit. Kartassa näkyvissä myös vedenlaatunäytteepisteet.

Kokonaisfosforin interpolaation ennustettu keskivirhekartta (kuva 9) havainnollisti krigingillä tuotetun interpolaatiokartan ennustukseen sisältyvää virhettä. Pienintä virhe oli näytteepisteiden ympärillä ja niiden läheisyydessä, muualla virheen määrä nousi. Eniten ennustusvirhettä oli avomerellä kauempana näytteepisteistä. Rannikkoalueilla suurin virhe sijoittui ekstrapoloituille alueille Liminganlahdelle ja Kempeleenlahdelle, Pohjois-Pohjanmaan rannikon pohjoisosaan ennen Kuivasniemeä ja aivan maakunnan etelärajalta, entiselle Himangan kunnan edustalle.



Kuva 9. Kokonaisfosforin interpolaation ennustettu keskivirhekartta, luokitteluna geometriset intervallit.

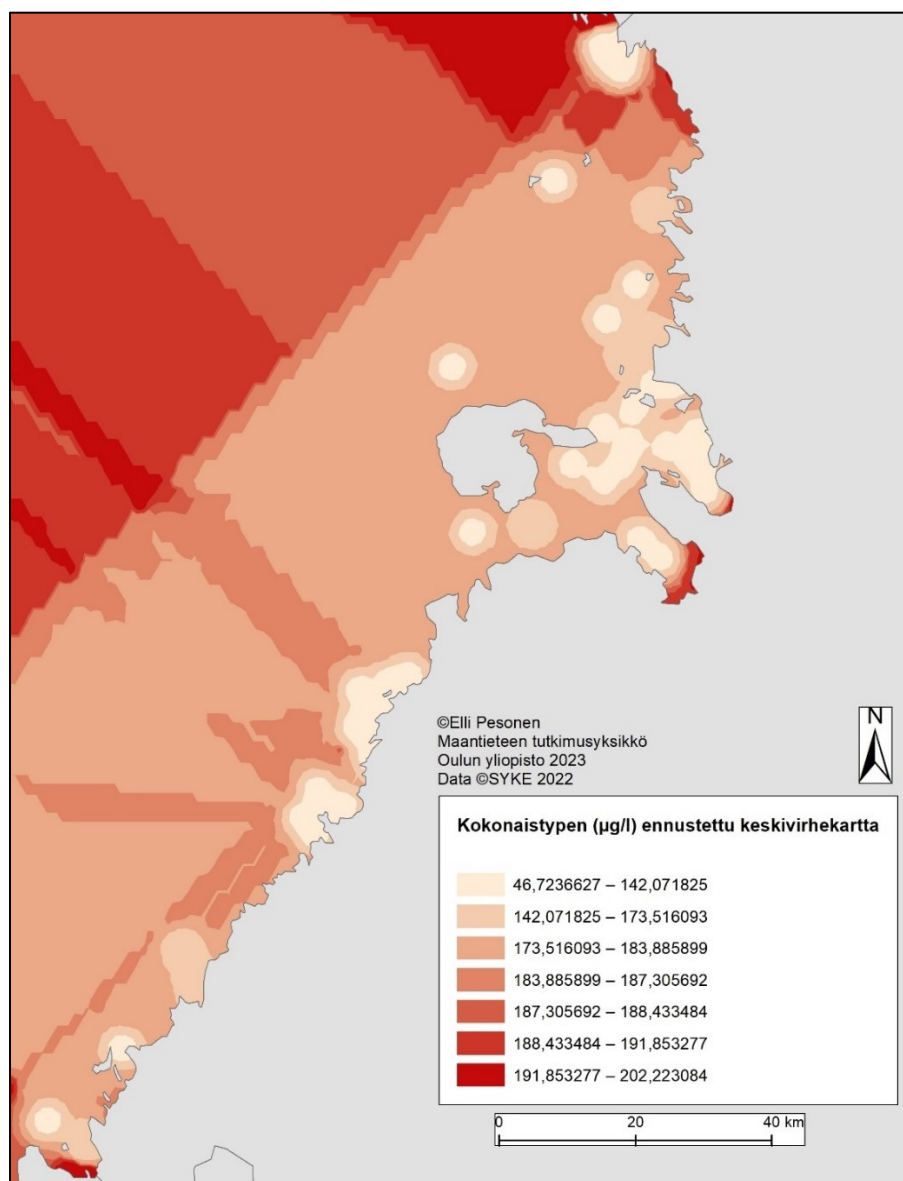
Kokonaistypen interpolaatiokartasta (kuva 10) voitiin havaita, että kun Akionlahden näytepisteen poikkeuksellisen suuri arvo (1700 µl) poistettiin lopullisesta aineistosta, kokonaistypen arvot sijoittuivat 260–970,7 µl välille. Typpipitoisinta vesi oli fosforipitoisuuksien tapaan Oulun kaupungin läheisyydessä Kempeleenlahdella ja Liminganlahdella, mutta pitoisuudet olivat korkeita myös erityisesti Raahen kaupungin edustalla. Pääsääntöisesti pitoisuudet ovat melko korkeita lähes koko rannikolla Oulusta etelään mentäessä. Matalimmat typpipitoisuudet sijoittuvat avomerelle. Rannikkoalueilla pitoisuudet olivat hieman pienemmät myös Pohjois-Pohjanmaan rannikon pohjoisosassa Haukiputaan ja Iin kunnan välisellä matkalla ennen Iin kuntaan kuuluvaa Kuivaniemen aluetta.



Kuva 10. Kokonaistyyppien interpolaatiokartta, luokitteluna geometriset intervallit. Kartassa näkyvissä myös vedenlaatu-äytepisteet.

Kokonaistyyppien interpolaation ennustetusta keskivirhekartasta (kuva 11) voitiin havaita, että interpolaatioon sisältyvä virhe oli virhearvojen vaihteluvälin perusteella huomattavasti suurempaa kuin esimerkiksi kokonaisfosforilla. Koska tyyppien arvot olivat kuitenkin myös suuremmat kuin fosforilla, prosentuaalisen virheen osuus kokonaistyyppien interpolaatiokartassa oli kokonaisfosforin interpolaatiokarttaan verrattuna pienempää. Kokonaisfosforin kartan tapaan virhe oli pienintä näytepisteiden ympärillä ja läheisyydessä, muualla virheen määrä nousi. Eniten ennustusvirhettä oli samoilla alueilla kuin kokonaisfosforin interpolaatiokartassa: kauempana avomerellä ja ekstrapoloituilla alueilla Liminganlahdella ja Kempeleenlahdella. Vir-

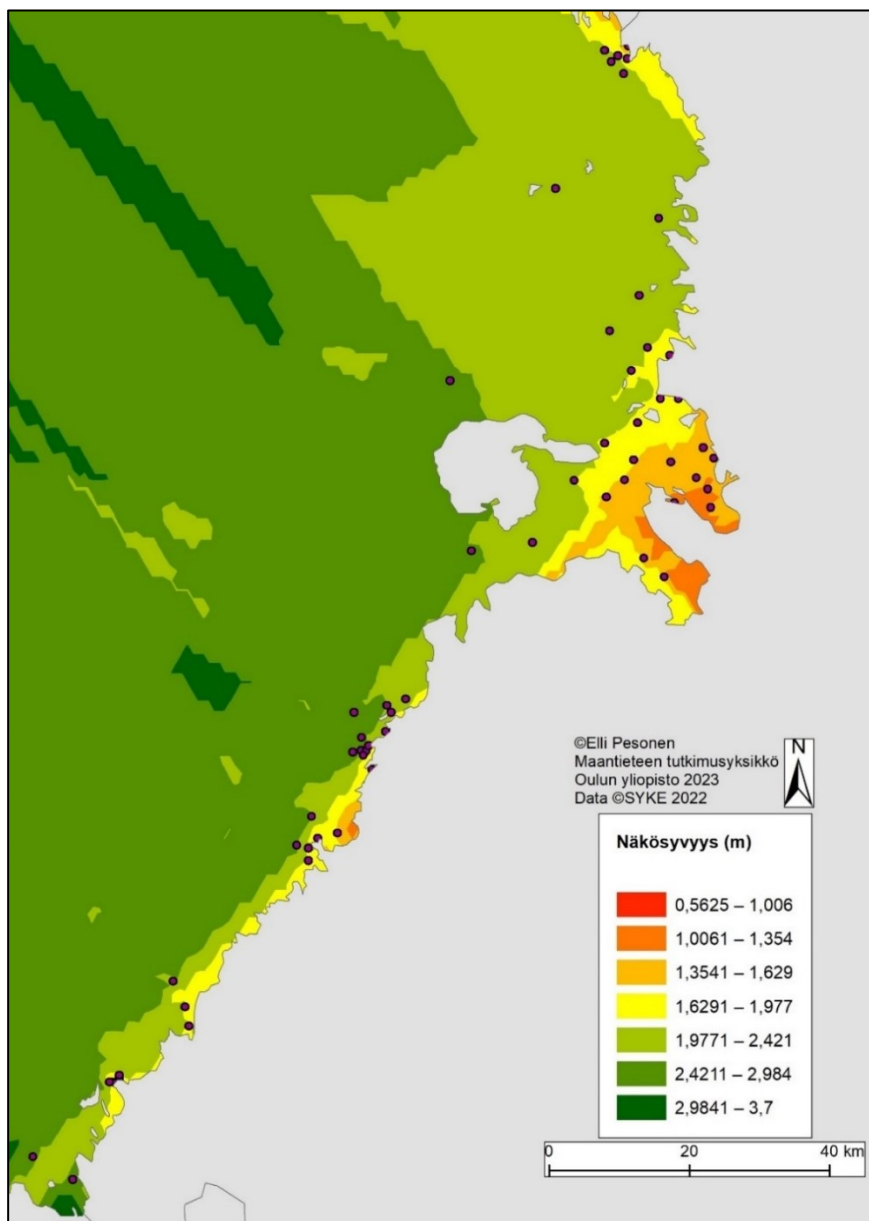
hettä oli verrattain paljon myös Pohjois-Pohjanmaan rannikon pohjoisosassa ennen Kuivaniemeä ja aivan maakunnan etelärajalla, entisen Himangan kunnan edustalla.



Kuva 11. Kokonaistypen interpolaation ennustettu keskivirhekartta, luokitteluna geometriset intervallit.

Näkösyyden arvot sijoituivat 0,56–3,7 m välille. Sen interpolaatiokartan (kuva 12) mukaan pienimmät, eli heikoimmat näkösyyden arvot sijoittuvat korkeimpien ravinnepitoisuuksien tapaan Oulun edustalle, erityisesti Liminganlahdelle ja Kempeleenlahdelle. Lisäksi yksittäinen, pienen näkösyyden alue, sijaitti Raahen kunnan eteläosan edustalla. Näkösyyvyys oli

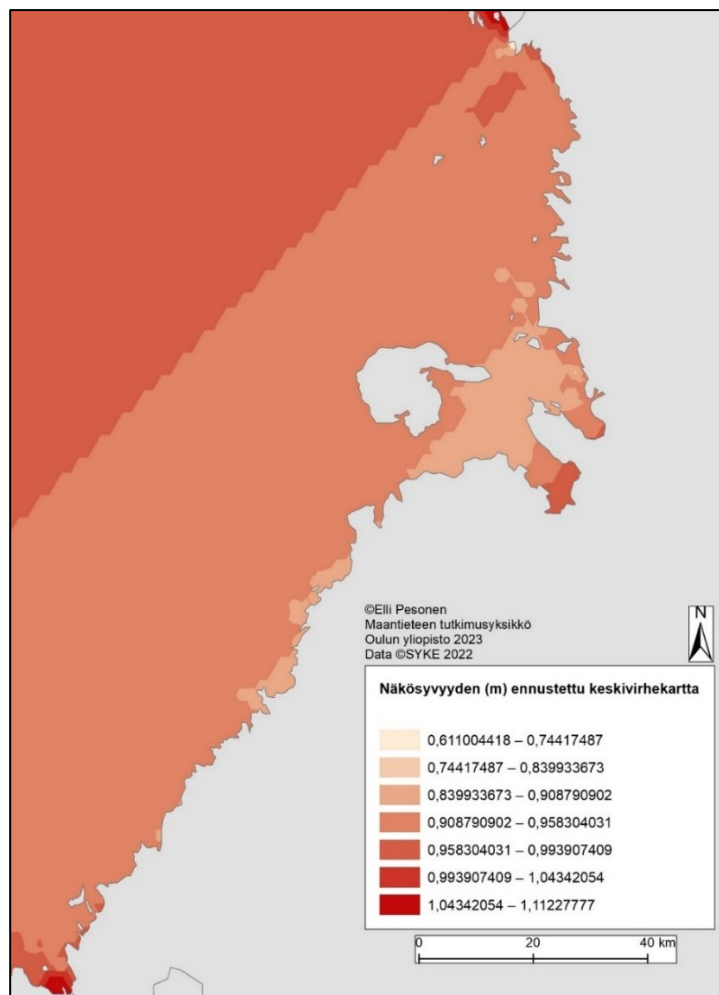
suurimmillaan avomerellä, mutta arvot olivat verrattain korkeita sekä Siikajoen ja Raahen välisellä rannikkoalueella että Haukiputaan ja Iin välisellä rannikkoalueella.



Kuva 12. Näkösivvyden interpolaatiokartta, luokitteluna geometriset intervallit. Kartassa näkyvissä myös vedenlaatuinäytepisteet.

Näkösivvyden ennustetusta keskivirhekartasta (kuva 13) voitiin havaita, että virheen määrä oli koko kartassa melko tasainen. Kartassa huomiota herättävää oli se, että näytepisteiden ympärille ei muodostunut samanlaisia pienemmän virheen alueita kuin kokonaistypen ja kokonaisfosforin keskivirhekartoissa. Virhearvojen perusteella voitiin kuitenkin havaita, että pro-

sentuaalisen virheen määrä oli kokonaisuudessaan melko suuri erityisesti ekstrapoloituilla alueilla Liminganlahdella ja Kempeleenlahdella, rannikkoalueella Iin kunnan pohjoisosassa ja entisen Himangan kunnan edustalla. Pääsääntöisesti virheen määrä kasvoi, mitä kauemmas rannikosta mennään.



Kuva 13. Näkösyydyden interpolaation ennustettu keskimääräinen kartta, luokitteluna geometriset intervallit

8.2. Epifyyttisten rihmalevien ja vedenlaatumuuttujien korrelaatioanalyysit

Tarkastelemalla korrelaatiokertoimia epifyyttisten rihmalevien keskiarvoisen biovolyymin ja vedenlaatumuuttujien välillä, voitiin havaita (taulukko 2), että tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota oli rihmalevien ja kaikkien vedenlaatumuuttujien välillä. Kokonaistypen ja biovolyymin välinen korrelaatiokerroin oli suurin (0,433), eli kokonaistypen lisäys tutkimusalueella lisää tutkittavista vedenlaatumuuttujista epifyyttisten rihmalevien biovolyyymiä eniten.

Toiseksi suurin korrelaatiokerroin (0,325) oli kokonaisfosforin ja levien välillä. Näkösyvyyden ja epifyyttisten rihmalevien biovolyymin välinen korrelaatiokerroin -0,273 kertoi, että näkösyvyyden kasvaessa levien määrä vähenee.

Taulukko 2. Spearmanin korrelaatiokertoimet epifyyttisten rihmalevien keskimääräisen biovolyymin ja vedenlaatumuuttujien välillä.

	Kokonaisfosfori	Kokonaistyyppi	Näkösyvyys
Epifyyttisten rihmalevien biovolyymi	0,325	0,433	-0,273
p-arvo	<0,001	<0,001	<0,001

8.3. Optimaaliset bufferikoot

Taulukosta 3 voitiin havaita, että vedenlaatumuuttujille määritetyt optimaaliset bufferikoot vaihtelivat 1 ja 40 kilometrin välillä. Pienemmät, alle 10 kilometrin kokoiset bufferikoot olivat selvästi yleisempiä kuin suuremmat, yli 10 kilometrin kokoiset bufferikoot.

Vedenlaatumuuttujien ja maankäyttömuotojen välisiä korrelaatiokertoimia tarkastelemalla voitiin havaita, että lähes kaikilla maankäyttömuodoilla oli tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota suhteessa vedenlaatumuuttujiin. Korrelaatiokertoimet olivat myös huomattavan suuria muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta. Jos rantalaitumia ei oteta huomioon, tutkimusalueen maankäyttömuodoista avoimilla luonnonympäristöillä oli keskimäärin vähiten vaikutusta vedenlaatumuuttujiin.

Rantalaidunten vaikutus vedenlaatumuuttujiin osoittautui korrelaatiotarkastelun perusteella hyvin pieneksi. Tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota niillä havaittiin olevan vain kokonaistypen kanssa, mutta tässäkin tapauksessa rantalaidunten ja kokonaistypen välinen korrelaatiokerroin (0,449) oli pienempi kuin monella muulla maankäyttömuodolla. Vaikka rantalaidunten ja kokonaisfosforin sekä rantalaidunten ja näkösyvyyden välillä voitiin korrelaatiokerrointen perusteella havaita myös olevan korrelaatiota, nämä korrelaatiot eivät olleet p-arvojen perusteella tilastollisesti merkitseviä.

Taulukko 3. Spearmanin korrelaatiokertoimen avulla määritetyt maankäyttömuotojen optimaaliset bufferikoot ympäristömuuttujille.

Ympäristö- muuttuja	Asuin- alueet	Teolli- suus ja liikenne	Vapaa- aika	Maata- lous	Metsät	Avoimet luonnon- ymp.	Suot	Sisävedet	Ranta- laitumet
Kokonais- fosfori (µl)	40 km	40 km	2 km	3 km	40 km	3 km	2 km	30 km	5 km
<i>Korrelaatioker- roin</i>	0,488	0,503	0,537	0,588	0,638	0,386	0,580	0,479	0,244
<i>p-arvo</i>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002	<0,001	<0,001	0,056
Kokonais- typpi (µl)	2 km	10 km	2 km	3 km	2 km	2 km	2 km	5 km	3 km
<i>Korrelaatioker- roin</i>	0,544	0,427	0,578	0,636	0,644	0,430	0,606	0,504	0,449
<i>p-arvo</i>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Näkösyyvyys (m)	40 km	20 km	20 km	3 km	5 km	3 km	2 km	1 km	10 km
<i>Korrelaatioker- roin</i>	-0,472	-0,374	-0,545	-0,594	-0,532	-0,371	-0,551	-0,394	-0,212
<i>p-arvo</i>	<0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	0,002	<0,001	<0,001	0,080

8.4. Vedenlaatumuuttujien lineaariset regressiomallit

Vedenlaatumuuttujiin vaikuttavien tärkeimpien ympäristötekijöiden määrittämiseksi jokaiselle vedenlaatumuuttujalle luotiin lineaarinen regressiomalli, ja näiden mallien tulokset koottiin taulukkoon 4. Kaikkien mallien hyvyttä tarkasteltiin erilaisilla tilastollisilla testeillä ja erilaisten arvojen avulla, jotka osoittivat mallien olevan onnistuneita. Esimerkiksi kaikkien mallien residuaalit olivat niille tehtyjen Kolmogorov-Smirnov-testien mukaan normaalijakautuneita, mikä on yksi lineaarisen regressiomallin ehdoista.

Taulukko 4. Lineaaristen regressiomallien tulokset.

Vedenlaatu- muuttuja	Selittävimmät ympäristömuuttajat lopullisessa mallissa	R	R ²	Korjattu R ²	F	Sig.
Kokonaisfosfori	Maatalous, metsät	0,745	0,555	0,540	35,571	<0,001
Kokonaistyyppi	Maatalous, suot	0,687	0,471	0,453	26,301	<0,001
Näkösyvyys	Asuinalueet, metsät, sisävedet, paikan syvyys	0,824	0,679	0,655	27,530	<0,001

Kokonaisfosforin lopulliseen malliin, eli parhaiten vedenlaatumuuttujaa selittävään malliin, jäivät ympäristömuuttujista maatalous ja metsät. Selitettävän muuttujan, eli kokonaisfosforin, arvot muutettiin lähemmäs normaalijakautuneisuutta muuttujamuunnoksella ($1/n$). Maatalous muutettiin neliöjuurella, ja metsien havaintojen arvot pidettiin alkuperäisenä. Mallin selityskaste oli 0,555, eli maatalous ja metsät selittivät 55,5 % kokonaisfosforin määrästä tutkimusalueella (taulukko 4). Mallin residuaaleille tehty Durbin-Watson-testi antoi tuloksen 1,687, joten residuaalit sisälsivät jonkin verran tilastollisesti merkitsevää spatiaalista autokorrelaatiota. Kummankin selittävän muuttujan, eli maatalouden ja metsien, VIF-arvot olivat 1,152, eli selittävien muuttujien välillä ei havaittu multikollineaarisuutta. Residuaalit eivät paljastaneet merkittävää heteroskedastisuutta. Selittäville muuttujille tehtyjen univariaattimallien vastekäyrien perusteella (liite 2 kuva 1) selittävien muuttujien suhde vastemuuttujaan oli negatiivinen, mutta tämä johtui vastemuuttujalle tehdystä muuttujamuunnoksesta ($1/n$). Kyseinen muunnos aiheutti käännteislukutilanteen, jossa alun perin suuremmat vastemuuttujan arvot muuttuivat pienemmäksi kuin alun perin pienemmät vastemuuttujan arvot, joista taas tuli suurempia. Taulukosta 3 voidaan havaita, että sekä maatalouden että metsien korrelaatiokertoimet kokonaisfosforin kanssa olivat vahvasti positiivisia. Näin ollen univariaattimallien vastekäyrät eivät tuoneet esille selittävien muuttujien ja vastemuuttujan todellista suhdetta. Vastekäyrien perusteella voitiin kuitenkin todeta, että kuvaajissa ei havaittu merkittävää käyräviivaisuutta, vaan ne noudattivat hyvin pitkälti lineaarisia vastekäyriä. Kokonaisfosforin lineaarisen regressiomallin residuaalien kuvaajat on esitetty liitteen 3 kuvassa 4.

Kuten taulukosta 4 voidaan havaita, kokonaistypen lopulliseen malliin jäivät ympäristömuuttujista maatalous ja sisävedet. Selitettävän muuttujan, eli kokonaistypen, arvot muutettiin kokonaisfosforin tapaan lähemmäs normaalijakautuneisuutta muuttujamuunnoksella ($1/n$). Suot ja kosteikot muutettiin neliöjuurella, mutta maatalouden havaintojen arvot eivät

reagoineet mihinkään muuttujamuunnokseen. Mallin selitysaste (0,471) oli jonkin verran huonompi kuin kokonaisfosforin lineaarisella regressiomallilla, ja se selitti 47,1 % kokonaistypen määrästä tutkimusalueella. Selittävien muuttujien, eli maatalouden ja soiden väliset VIF-arvot olivat 1,198, joten niiden välillä ei ollut multikollineaarisuutta. Mallin residuaaleille tehty Durbin-Watson-testi osoitti jonkin verran tilastollisesti merkitsevää spatiaalista autokorrelaatiota, sillä se antoi arvoksi 1,601. Residuaaleista ei voitu havaita merkittävää heteroskedastisuutta, vaikkakin arvot olivat painottuneet kuvaajassa oikealle. Selittävästä muuttujista tehtyjen univariaattimallien vastekäyrien perusteella (Liite 2 kuva 2) selittävien muuttujien suhde vastemuuttujaan on kokonaisfosforin mallien tapaan negatiivinen vastemuuttujalle tehdyn muuttujamuunnoksen ($1/n$) takia. Koska taulukosta 3 voidaan kuitenkin havaita, että sekä maatalouden että soiden korrelaatiokertoimet kokonaistypen kanssa olivat vahvasti positiivisia. Näin ollen univariaattimallien vastekäyrät eivät tuoneet esille selittävien muuttujien ja vastemuuttujan todellista suhdetta. Vastekäyrien perusteella voitiin todeta, että maatalouden univariaattimallissa esiintyi hieman käyräviivaisuutta, ja soiden mallin kummatkin käyrät noudattivat lineaarista vastekäyrää. Kokonaistypen lineaarisen regressiomallin residuaalien kuvaajat on esitetty liitteen 3 kuvassa 5.

Näkösyvyyden mallin selitysaste (0,679) oli kaikista kolmesta lineaarisesta regressiomallista suurin, sillä se selitti lähes 70 % näkösyvyyden vaihtelusta tutkimusalueella. Lopulliseen malliin jääneitä ympäristömuuttujia olivat asuinalueet, metsät, sisävedet ja paikan syvyys (taulukko 4). Paikan syvyys oli ainut selittävä muuttuja, jota saatiin muuttujamuunnoksella ($\text{Log}10$) muutettua lähemmäksi normaalijakautuneisuutta, vastemuuttuja eli näkösyvyys oli valmiiksi normaalijakautunut. Multikollineaarisuutta ei selittävien muuttujien välillä havaittu, sillä kaikkien muuttujien VIF-arvot olivat alle 2. Selittäville muuttujille tehtyjen univariaattimallien vastekäyrästä (liite 2 kuva 3) voitiin havaita, että selittävästä muuttujista maankäyttömuotojen suhde vastemuuttujaan oli negatiivinen, eli mitä enemmän alueella oli tiettyä maankäyttömuotoa, sitä heikompi oli näkösyvyys. Ainoastaan paikan syvyyden ja vastemuuttujan suhde oli positiivinen. Vastekäyrät osoittivat, että malleissa esiintyi käyräviivaisuutta etenkin asuinalueiden ja paikan syvyyden univariaattimalleissa, mutta muut mallit noudattivat vahvasti lineaarisia vastekäyriä. Durbin-Watson-testin antoi tulokseksi arvon 1,605, eli mallin residuaaleissa esiintyi jonkin verran tilastollisesti merkitsevää spatiaalista autokorrelaatiota. Residuaalit eivät osoittaneet merkittävää heteroskedastisuutta. Näkösyvyyden lineaarisen regressiomallin residuaalien kuvaajat on esitetty liitteen 3 kuvassa 6.

Rantalaidunten osalta lineaariset regressiomallit eivät tuoneet uusia tuloksia. Monimuuttujamallissa muuttujia poistetaan sitä mukaa, mitä pienempi niiden tilastollinen merkittävyys on suhteessa selitettävään muuttujaan, ja näin ollen rantalaitumet piti karsia jokaisessa mallissa pois mallin selityksasteen parantamiseksi. Kokonaistypen osalta maankäyttömuuttujien välisessä korrelaatioanalyysissä havaittiin, että rantalaidunten ja muun maatalouden välinen korrelaatiokerroin oli melko suuri (n. 0,5) (taulukko 3). Siksi kokonaistypestä luotiin vertailun vuoksi myös toinen lineaarinen regressiomalli, jossa olivat mukana ainoastaan rantalaitumet, ja muu maatalous jätettiin mallista kokonaan pois. Mallin kalibrointivaiheessa rantalaitumet jouduttiin kuitenkin poistamaan niiden heikon tilastollisen merkitsevyyden takia, eivätkä ne päätyneet lopulliseen malliin. Tästä syystä kyseistä mallia ei otettu tuloksiin mukaan, eikä sen analysointia jatkettu pidemmälle.

9. Tulosten tarkastelu

9.1. Pohjois-Pohjanmaan rannikon rehevöityminen interpolaatiokarttojen perusteella

Kaikille vedenlaatumuuttujille tehdyt interpolaatiokartat osoittivat samanlaista, selkeästi havaittavaa trendiä. Ravinnemäärät olivat suurempia ja näkösyvyys pienempi rannikolla kuin kauempana avomerellä (kuva 8, kuva 10, kuva 12). Tästä voidaan siis päätellä, että nämä alueet ovat näiden vedenlaatumuuttujien perusteella rehevöityneitä tai rehevöityneempiä kuin merialueet kauempana rannikosta. Erityisen selkeästi tämä näkyi suurimmissa lahdissa Oulun kaupungin edustalla ja läheisyydessä Kempeleenlahdella ja Liminganlahdella.

Perämereen laskee useita jokia, jotka keräävät niiden valuma-alueilta valuvat ravinteet yhteen. Tämä on yksi mahdollinen syy sille, miksi ravinnepitoisuudet ovat niin korkeita koko Pohjois-Pohjanmaan rannikolla. Näiden jokien jokisuut ovat sijoittuneet hyvin tasaisin välimatkoin koko rannikon alueelle (kuva 3). Siksi jokien aiheuttama epäsuora ravinkuormitus on suurta koko tutkimusalueen rannikolla. Jokien kuljettamat orgaaniset ja epäorgaaniset partikkelit (HELCOM 2011: 6) heikentävät myös näkösyvyyttä erityisesti jokisuiden alueella.

Ravinteiden suuri määrä lahdissa selittyy pitkälti lahtien ominaisuuksilla. Pohjois-Pohjanmaan rannikon lahdet, esimerkiksi Liminganlahti, ovat pääsääntöisesti hyvin matalia (Silvennoinen ym. 2008: 195), ja koska tutkimusalue sijaitsee länsituulten vyöhykkeellä (Soomere & Keevallik 2003: 73), tuulet painavat merivettä takaisin lahtiin. Pitkänen ym. (2004: 11) muistuttavat, että rannikoiden matalilla merialueilla vesi ei pääse vaihtumaan niin tehokkaasti kuin kauempana merellä, ja siksi ravinteet pääsevät myös kerääntymään lahtiin. Vaikka Perämerellä ei juurikaan esiinny hapettomia merenpohja-alueita (Kronholm ym. 2005: 34), on mahdollista, että rehevöityneemmissä lahdissa esiintyy paikallista hapettomuutta tai vähähappisuutta etenkin talviaikaan. Tämä saattaa osaltaan lisätä myös näiden alueiden sisäistä kuormitusta. Lisäksi lahtiin laskevat joet ja ojat tuovat ravinteita ympäröiviltä alueilta, ja matalilla rannikkoalueilla on mahdollista, että ravinteet eivät pääse laskeutumaan syvemmälle pohjaan, vaan jäävät suoraan kasvillisuuden käyttöön.

9.2. Epifyyttisten rihmalevien käyttökelpoisuus Perämeren rehevöitymisen bioindikaattorina

Keskiarvoisen epifyyttisten rihmalevien biovolyymin ja vedenlaatumuuttujien välille tehty korrelaatioanalyysi osoitti, että kaikilla tutkimuksen vedenlaatumuuttujilla oli tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota epifyyttisten rihmalevien biovolyymin kanssa (taulukko 2). Muutokset vedenlaatumuuttujissa aiheuttavat siis tilastollisesti muutoksia myös epifyyttisten rihmalevien biovolyymissä. Koska Coveneyn ym. (2005: 1718–1719) mukaan korkeat kokonaisfosfori- ja kokonaistyppiarvot ja heikko näkösyvyys ovat vahvasti rehevöitymistä indikoivia muuttujia, tämän tutkielman tulosten perusteella voidaan todeta, että epifyyttisiä rihmaleviä voidaan pitää potentiaalisena bioindikaattorina Perämeren rehevöitymiselle.

Tutkielman tutkimusaineistoon rihmalevien osalta otettiin mukaan vain epifyyttisenä kasvavat levät, eli vain ne havainnot, joissa rihmalevät kasvoivat toisten vesikasvien päällä (Kotilainen ym. 2018: 54). Tämä vähensi levähavaintojen määrää huomattavasti, mutta paransi tulosten luotettavuutta. Jos tutkimusaineistoon olisi otettu kaikki, myös suoraan meren pohjasta kasvavat lajit, biovolyymi ei olisi ollut välttämättä paras mahdollinen muuttuja levien ja rehevöitymisen suhteen tutkimisessa. Tämä johtuu siitä, että kuten Bokn ym. (2003) tutkimuksessa havaittiin, yksivuotisten ja monivuotisten levien elintoiminnot ja ominaisuudet ovat hyvin erilaisia. Epifyyttisille leville ominainen yksivuotisuus ja nopeakasvuisuus mahdollistavat paremmin esimerkiksi ravinnepitoisuuksien muutosten havainnoinnin tutkimusalueella, koska näille leville on ominaista reagoida vedenlaadun muutoksiin nopeasti (Bokn ym. 2003: 577). Siksi rihmalevien biovolyymin luotettava käyttö ympäristömuutosten havainnoinnissa vaatii, että tuloksiin otettavat levälajit ovat suhteellisen samanlaisia ominaisuuksiltaan ja elintavoiltaan.

Kokonaisfosforilla ja kokonaistypellä havaittiin olevan epifyyttisten rihmalevien biovolyymiä lisäävää vaikutusta. Tämän tutkielman tulosten perusteella levien biovolyymi siis kasvaa alueilla, joilla myös veden ravinnepitoisuudet kasvavat. Tulos oli odotettava, sillä leville ominainen lyhytikäisyys mahdollistaa niiden nopean reagoimisen ravinnepitoisuuksien kasvuun, ja siten niiden määrä voi kasvaa otollisissa olosuhteissa lyhyessäkin ajassa nopeasti (Bokn ym. 2003: 577). Ruuskanen (2019: 1) kertoi raportissaan, että veden liukoinen typpi on tärkein rihmalevien esiintymiseen vaikuttava tekijä. Tämä voidaan havaita myös tulosten korrelaatiokertoimista, sillä kokonaistypen ja levien biovolyymin välinen korrelaatio oli hieman kokonaisfosforin ja levien biovolyymin välistä korrelaatiota suurempaa. Perämerelle omi-

nainen fosforirajoitteisuus kuitenkin rajoittaa levien kykyä hyödyntää kaikkea tarjolla olevaa tyyppiä (Kronholm ym. 2005: 38). Tämä saattaa olla syynä siihen, miksi kokonaisfosforin ja kokonaistypen merkitys epifyyttisten rihmalevien biovolyymin muutoksissa on lähes yhtä suuri, eikä kumpikaan ravinne korostu vaikuttavana muuttujana erityisen vahvasti.

Näkösyvyys rannikolla vaihteli pääsääntöisesti n. 1–2,4 m välillä (kuva 12) ja noudatti hyvin pitkälti kokonaisfosforin ja kokonaistypen määrän vaihteluiden trendejä alueella. Korrelaatiokertoimet näkösyvyyden ja ravinteiden välillä olivat negatiivisia ja erittäin korkeita. Koska näkösyvyyden ja rihmalevien välinen korrelaatiokerroin oli myös negatiivinen, voidaan tästä päätellä, että jos ravinteiden määrä merialueella vähenee, näkösyvyys alkaa kasvaa. Tämä johtuu pitkälti siitä, että alueilla, joilla ravinnepitoisuudet ovat korkeita, myös veden sisältämien partikkeleiden määrä on yleensä korkea. Qin ym. (2013: 962) tutkimuksessa havaittiin, että tällöin esimerkiksi kasviplanktonin suuri määrä heikentää näkösyvyyttä. Nopeasti kasvavien ja ympäristöolosuhteisiin herkästi reagoivien epifyyttisten rihmalevien voi odottaa hyötyvän näkösyvyyden kasvamisesta, koska silloin ne pystyvät valon määrän lisääntymisen myötä kasvamaan myös syvemmillä vesialueilla. Tämän tutkimusaineiston ja näiden tulosten perusteella voidaan kuitenkin todeta, että ravinteiden määrä vaikuttaa säätelevän epifyyttisten rihmalevien biovolyymin määrää enemmän kuin rannikkoalueiden näkösyvyys alle 6 metriä syvillä vesialueilla.

9.3. Vedenlaatumuuttujia selittävät ympäristötekijät

9.3.1. Maankäyttömuotojen ja vedenlaatumuuttujien väliset korrelaatioanalyysit

Maankäyttömuotojen ja vedenlaatumuuttujien välisistä korrelaatioanalyseistä (taulukko 3) voitiin havaita, että lähes jokaisella tutkielmassa tarkastellulla maankäyttömuodolla oli tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota vedenlaatumuuttujien kanssa. Pääsääntöisesti nämä korrelaatiokertoimet olivat myös suuria (taulukko 3). Tästä voidaan päätellä, että tutkimusalueen maankäyttömuodot vaikuttavat merkittävästi Perämeren vedenlaatuun näkösyvyyden ja ravinteiden, eli kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta. Ainoan poikkeuksen tekevät tutkimusaineistoon erikseen lisätyt rantalaitumet, joilla havaittiin tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota vain kokonaistypen kanssa (taulukko 3).

Korrelaatiokerrointen perusteella maatalous on keskiarvoisesti eniten rehevöitymistä indikoiviin vedenlaatumuuttujiin vaikuttava maankäyttömuoto tutkimusalueella (taulukko 3). Tulos on odotettava, sillä kuten Vorne ym. (2012: 2) totesivat artikkelissaan, maatalous on tutkimusten mukaan yksi eniten ravinnekuormitusta aiheuttavista kuormituslähteistä sekä Perämerellä että koko Itämeren alueella. Tutkimusalueelle sijoittuvalla maataloudella on myös näkösyvyyttä heikentävää vaikutusta. Ravinteiden suuri määrä lisää esimerkiksi kasviplanktonin määrää (Vorne ym. 2012: 6). Lisäksi pelloilta valuvat lannoitteet ja karjankasvatusalueilta vesistöihin päätyvät ravinteet (Vorne ym. 2012: 6) ja eläinten jätökset saattavat vähentävää veden kirkkautta sekä välillisesti että välittömästi. Taulukosta 3 voitiin havaita, että korrelaatiokerrointen perusteella metsät ovat keskiarvoisesti toiseksi eniten tutkielman vedenlaatumuuttujiin vaikuttava maankäyttömuoto. Koska metsät ovat Perämeren valuma-alueen hallitseva maankäyttömuoto (Kronholm ym. 2005: 29) ja metsätalous alueella on hyvin intensiivistä (Pitkänen & Räike 2004: 46), tulos vastaa teoriapohjaa. Kolmanneksi eniten vedenlaatumuuttujiin vaikuttavat korrelaatiokerrointen perusteella suot ja kosteikot (taulukko 3). Tulos selittyy niiden suuren määrän lisäksi sillä, että soiden kuivatusta ja toisaalta myös ennallistamista on tutkimusalueella tehty paljon, ja näillä toimilla on havaittu olevan lisäävää vaikutusta vesistöjen ravinnekuormitukseen niiden vaikutusalueella (Kronholm ym. 2005: 65; Aldous ym. 2005: 344). Lisäksi Moserin ym. (1998: 35) artikkelissa kävi ilmi, että soilta vesistöihin valuva humus heikentää näkösyvyyttä tehokkaasti.

9.3.2. Lineaariset regressiomallit

Jokaiselle vedenlaatumuuttujalle erikseen luotujen lineaaristen regressiomallien avulla saatiin määritettyä korrelaatioanalyysjä luotettavammin, mitkä maankäyttömuodot ja muut ympäristötekijät, eli vedenlaatunäytepisteiden etäisyys rannikosta ja paikan syvyys, selittävät vedenlaatumuuttujia parhaiten. Vedenlaatumuuttujiin vaikuttavien ympäristömuuttujien löytäminen oli tärkeää, jotta saatiin hieman kattavampaa tietoa siitä, mitkä tekijät edesauttavat Perämeren rehevöitymistä ja vaikuttavat siten myös epifyyttisten rihmalevien esiintymiseen. Tulokset noudattivat pitkälti tutkielman teoriapohjaa, sillä erityisesti maatalous ja metsät korostuivat vedenlaatumuuttujien muutoksia selittävimpinä muuttujina (taulukko 4). Maatalouden ja metsätalouden merkitys Perämeren ravinnekuormittajina on havaittu suureksi esimerkiksi Räiken & Knuutilan (2018: 80–81) tekstissä.

Kokonaisfosforin lineaarisen regressiomallin tulokset olivat hyvin odotettavia, eivätkä tarjonneet juurikaan uutta tietoa suhteessa teoriapohjaan. Taulukosta 4 voidaan havaita, että maatalous ja metsät selittivät noin 55 % fosforipitoisuuksista Perämerellä. Tulos noudatti siis pitkälti tutkielman teoriapohjaa siitä, että maatalous ja metsätalous ovat merialueen merkittävimpiä fosforikuormituksen lähteitä (Räike & Knuutila 2018: 81). Tästä voidaan päätellä, että erityisesti maatalouden ja metsien aiheuttamaa vesistöjen ravinnekuormitusta vähentämällä voidaan vaikuttaa myös Perämeren rannikon rehevöitymiseen. Kuten tässä tutkielmassa kävi ilmi, vaikka tutkimusalueella veden typpipitoisuudet olivat hyvin suuria (kuva 10), kokonaistypen vaikutus rehevöitymistä indikoiviin epifyyttisiin rihmaleviin ei ollut kovinkaan paljon kokonaisfosforin vaikutusta suurempaa (taulukko 2). Tämä saattaa johtua alueen fosforirajoitteisuudesta, sillä se rajoittaa Kronholmin ym. (2005: 38) mukaan sitä, kuinka paljon alueen eliöt kykenevät hyödyntämään vedessä olevaa typpeä.

Myös kokonaistypen lineaarisen regressiomallin tulokset paljastivat, että maatalous on olennaisessa roolissa myös Perämeren typpikuormituksessa. Malli selitti tutkimusalueen kokonaistypen vaihtelusta noin 47 %, eli mallin selitysaste oli kaikkien vedenlaatumuutujien lineaarisista regressiomalleista heikoin. Kokonaisfosforin lineaarisen regressiomallin tuloksista poiketen, suot selittivät kokonaistypen määrää alueella enemmän kuin metsät (taulukko 4). Tulos poikkesi myös hieman tutkielman teoriapohjasta, sillä esimerkiksi Räiken & Knuutilan (2018: 80) tekstin kartasta voidaan havaita, että soiden ja turvetuotannon aiheuttama ravinnekuormitus on metsätalouden aiheuttamaa kuormitusta pienempää. Soiden merkityksen korostuminen saattaa selittyä sillä, että Perämeren valuma-alueella on runsaasti soita, ja alueella on harjoitettu ja harjoitetaan edelleen intensiivistä soiden ojitusta ja toisaalta myös ennallistamista. Aiemmissä tutkimuksissa on havaittu, että nämä toimet saattavat lisätä runsaastikin etenkin typpikuormituksen määrää (Kronholm ym. 2005: 65; Aldous ym. 2005: 344). Saunders & Kalff (2001: 208) lisäsivät artikkelissaan, että tämän lisäksi myös ojittamat suot saattavat lisätä typpikuormitusta, sillä ne keräävät ympäröiviltä alueilta huuhtoutuvia ravinteita. Etenkin sellaisilla alueilla, joilla on harjoitettu metsätaloutta, on mahdollista, etteivät suot pysty sitomaan kaikkia niihin päätyviä ravinteita, ja siten osa tuestä päätyy soilta valumisvesien mukana myös vesistöihin. Koska suot ja kosteikot toimivat Saundersin & Kalffin (2001: 208) mukaan ympäristöstä valuvien vesien ja ravinteiden säilytyspaikkana, on mahdollista, että tästä syystä niiden merkitys tutkimusalueen typpikuormituksessa korostuu. Soiden sijainti Pohjois-Pohjanmaan rannikon suurimmissa lahdissa, missä kokonaistypen pitoisuudetkin ovat hyvin korkeita (kuva 10), saattaa myös vaikuttaa tuloksiin. Nämä lahdet

ovat matalia (Silvennoinen ym. 2008: 195), ja myös muihin Itämeren alueisiin verrattuna nopean maankohoamisen vaikutuspiirissä (Johansson ym. 2014: 36). Näin ollen lahtien rannat ovat suurilta osin soita tai kosteikkoja. Soiden ja kosteikkojen suuri määrä tutkimusalueen rannikoilla tai rannikoiden välittömässä läheisyydessä saattaa siis selittää sitä, miksi ne valikoituivat lopulliseen malliin mukaan metsien sijasta.

Näkösyyden lineaarisen regressiomallin selitysaste oli kaikista vedenlaatu-muuttujien malleista korkein. Koska se selitti näkösyvyyden vaihtelusta tutkimusalueella lähes 70 %, voidaan todeta, että asuinalueet, metsät, sisävedet ja paikan syvyys selittävät suurimman osan näkösyvyyden vaihtelusta tutkimusalueella (taulukko 4). Paikan syvyyden merkitys selittyy sillä, että syvemmät merialueet ovat pääsääntöisesti kauempana rannikosta, ja näillä alueilla rehevöityminen ei ole niin voimakasta. Siksi myös näkösyvyys on yleensä parempi, mitä syvempi alue on. Se, että metsät ja sisävedet sisältyivät lopulliseen malliin, saattaa selittyä niiden yhteyksillä humukseen. Moserin ym. (1998: 35) mukaan Perämeren valuma-alueen jokiin valuu humusta valumisvesien mukana etenkin suoalueilta, mutta myös luonnontilaisten metsien ja erityisesti metsätalouden toimien alueilta. Kun nämä valumisvedet kerääntyvät sisävesiin ja jokiin, voidaan myös kuvasta 12 havaita, että Perämeren rannikolla näkösyvyys on heikompi etenkin joidenkin jokisuiden alueella. Humuksen lisäksi esimerkiksi ravinnelaskeumat kerääntyvät sisävesiin, ja heikentävät osaltaan näkösyvyyttä, kun myös eloperäisten partikkeleiden määrä sisävesissä lisääntyy (Qin ym. 2013: 962). Myös jokien kuljettama suspendoitunut sedimentti heikentää näkösyvyyttä tehokkaasti jokisuistoissa (HELCOM 2011: 6; Lundberg 2005: 26). Näin ollen voidaankin todeta, että mitä enemmän alueella on sisävesiä, sitä enemmän niistä mereen kulkeutuva vesi heikentää näkösyvyyttä rannikkoalueilla.

Näkösyyden osalta ainut, hiukan yllättävä tulos oli asuinalueiden päätyminen lopulliseen lineaariseen regressiomalliin. Korrelaatioanalyysit osoittivat kuitenkin melko suurta korrelaatiota näkösyvyyden ja asuinalueiden välillä (taulukko 3), joten asuinalueilla voit tästä syystä odottaa olevan heikentävää vaikutusta näkösyvyyteen. On mahdollista, että tuloksen taustalla vaikuttavat asuinalueiden tavallisesti päällystetyt alueet ja maa-alueiden usein hyvinkin intensiivinen muokkaus. Kaufman (2000: 89–90) kertoi artikkelissaan, että kun asuinalueita rakennetaan ja muokataan, irrallista maa-ainesta pääsee valumaan vesistöihin. Kun tämä maa-ainesta ei pääse sitoutumaan päällystettyihin ympäristöihin, se saattaa siten heikentää näkösyvyyttä läheisillä merialueilla. Sillanpää (2007: 3) lisäsi artikkelissaan, että sadevesiin sitoutunut katupöly, paljon ylimääräisiä partikkeleita sisältävät lumien sulamisvedet, ja

esimerkiksi rankkasateiden aiheuttamat kaupunkitulvavedet pääsevät myös kulkeutumaan päällystettyjen alueiden takia lähes suoraan vesistöihin. Lisäksi kuvasta 3 voidaan havaita, että monien Pohjois-Pohjanmaan rannikon suurimpien kaupunkien ja kuntien keskustat ja tiheimmin rakennetut alueet ovat sijoittuneet meren rannoille tai niiden välittömään läheisyyteen. Siksi on mahdollista, että asuinalueiden merkitys korosti näkösyvyyden lineaarisessa regressiomallissa, kun ne pääsevät sijaintinsa takia vaikuttamaan suoraan Perämeren rannikkoalueisiin. Lisäksi suurin osa Pohjois-Pohjanmaan suurimmista asutuskeskuksista sijaitsee jokien ympärillä (kuva 3). Jokien kuljettamat ylimääräiset ainekset (HELCOM 2011: 6; Alasaarela 1978: 297) heikentävät itsessään näkösyvyyttä myös asutuskeskusten rannikkoalueella. Toisaalta Räike & Knuutila (2018: 78) totesivat, että myös asuinalueiden jäteveden aiheuttama ravinnekuormitus kiihdyttää rehevöitymistä. Siten se saattaa aiheuttaa välillisesti myös näkösyvyyden heikkenemistä näiden alueiden läheisyydessä.

9.4. Rantalaidunten vaikutus Perämeren rehevöitymiseen

Laidunnetut rantalaitumet otettiin tutkimusaineistoon mukaan CORINE 2018 -maankäyttömuotoaineiston rinnalle, jotta niiden vaikutusta vedenlaatumuuttujiin voitiin tarkastella. Rantalaidunten ja vedenlaatumuuttujien välille tehdyn korrelaatioanalyysin perusteella rantalaitumilla oli tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota vain kokonaistypen kanssa. Kokonaisfosforiin tai näkösyvyyteen niillä ei havaittu olevan tilastollisesti merkitsevää vaikutusta (taulukko 3). Tulos on hiukan yllättävä, sillä aiheesta tehtyjen aiempien tutkimusten mukaan (Huuskonen ym. 2022) laidunnuksen on havaittu poistavan ravinteita rantalaitumilta eläinten kasvuun sitoutuneiden ravinteiden kautta. Näin ollen rantalaidunnuksen ei pitäisi lisätä vesistöihin päätyvien ravinteiden määrää. Korrelaatioanalyysien tulokset eivät osoittaneet myöskään aiemmissä tutkimuksissa (Huuskonen ym. 2022) havaittua rantalaidunten vedenlaatua parantavaa vaikutusta. Aineiston puutteiden vuoksi näistä tuloksista ei voida kuitenkaan vetää suoraa johtopäätöksiä.

Kun rantalaitumet otettiin mukaan monimuuttujamalliin, niiden todellista merkitystä vedenlaadun osalta Perämeren rannikolla pystyttiin tarkastelemaan luotettavammin. Lisäksi mallin avulla pystyttiin havainnoimaan niiden vaikutusta suhteessa muihin maankäyttömuotoihin ja ympäristömuuttujiin, eli etäisyyteen rannikosta ja vedenlaatanäytepisteen paikan syvyyteen. Monimuuttujamenetelmiin kuuluvassa lineaarisessa regressioanalyysissä kävi

ilmi, että rantalaidunten tilastollinen merkittävyys vedenlaatumuuttujiin on suhteessa muihin alueen maankäyttömuuttujiin heikko, ja siksi ne eivät päätyneet lopullisiin, vedenlaatumuuttujia parhaiten selittäviin malleihin. Nämä tulokset puoltavat sitä lähtöoletusta, että rantalaidunten vaikutus vedenlaatumuuttujiin, eli ravinteisiin ja näkösyvyyteen, on hyvin pieni, ja korrelaatioanalyysien tulokset eivät suoraan ole tässä tapauksessa vielä täysin luotettavia. Tämän tutkielman aineiston perusteella ei siis voida suoraan todeta, vähentääkö kestävästi toteutettu rantalaidunnus ravinteita paikallisemmalla tasolla, kuten esimerkiksi Niemelän (2012: 14) tekstissä tuodaan esille. Sen sijaan tulokset antavat enemmänkin tietoa siitä, että rantalaidunten vaikutus vedenlaatumuuttujiin alueellisella ja yleisemmällä tasolla on tilastollisesti vähäpätöinen.

9.5. Virhelähteet

9.5.1. Interpolaatiot

Suurin interpolaatioihin sisältyvä ongelma liittyi vedenlaatusäilytyspisteiden määrään. Vaikka näytepisteitä oli koko tutkimusalueella yli 60, on huomioitava, että Pohjois-Pohjanmaan rannikko on alueena suuri. Tästä syystä pisteitä olisi tarvittu huomattavasti enemmän, jotta niiden avulla olisi voitu luoda luotettavampia interpolaatiokarttoja. Vedenlaatusäilytyspisteiden vähyydestä johtuvat ongelmat voidaan selvästi havaita interpolaatiokartoista luoduista ennustetuista keskivirhekartoista (kuva 9, kuva 11, kuva 13), sillä karttoihin liittyvän keskivirheen määrä on pääsääntöisesti hyvin suuri. Tämä johtuu siitä, että jos havaintopisteitä on vähän, interpolaatio-työkalu joutuu tekemään ennustuksia näiden pisteiden välisille tyhjille alueille, ja tällöin keskivirheen määrä alkaa kasvaa. Yhtenä ratkaisuna ongelmaan pohdittiin lisäpisteiden manuaalista lisäämistä tutkimusalueelle, mikä olisi osaltaan vähentänyt näkyvän virheen määrää kartoissa. Koska myös lisäpisteiden arvot olisivat kuitenkin perustuneet ennustuksiin, eivät ne itsessään olisi vähentäneet karttoihin sisältyvää virhettä. Sen sijaan lisäpisteiden lisääminen olisi saattanut mahdollisesti jopa heikentää tutkielman tulosten luotettavuutta, sillä niiden tulkinta olisi ollut vaikeampaa piiloon jäävän virheen takia. Interpolaatiokarttoihin sisältyvät tietokoneen tekemät ennustukset ja ennustuksen suuresta määrästä johtuvat suuret keskivirheet ovat siis merkittävimpiä tämän tutkielman tulosten luotettavuuteen vaikuttavia asioita, ja ne on otettava huomioon tuloksia tarkastellessa.

Interpolaatiokarttojen tarkastelussa on huomioitava myös, ettei karttojen laatimisessa ole otettu muita tutkimusalueen ominaisuuksia tai olosuhteita huomioon. Tällaisia ovat esimerkiksi Kronholmin ym. (2005: 35) mainitsevat, Perämerellä esiintyvät pienet merivirrat, jotka liikuttavat vettä ja ravinteita alueella. Koska interpolaatiokartat on tehty yksinomaan vedenlaatunäytepisteiden sisältämistä tiedoista, eivät tietokoneen tekemät ennustukset ota huomioon näitä alueellisia ja paikallisia erityisolosuhteita, jotka saattavat vaikuttaa todelliseen, luonnossa havaittavaan tilanteeseen.

9.5.2. Epifyyttisten rihmalevien tarkastelun tulokset

Epifyyttisten rihmalevien ja ravinteiden, eli kokonaisfosforin ja kokonaistypen väliset korrelaatioanalyysit osoittivat, että biovolyymin ja ravinteiden välillä oli tilastollisesti merkitsevää positiivista korrelaatiota (taulukko 2). Korrelaatiokertoimia tarkastellessa on kuitenkin otettava huomioon, että saadut tulokset perustuvat yksinomaan vedenlaatunäytepisteiden avulla tehtyihin interpolaatiokarttoihin. Kokonaistypen interpolaatiokartassa (kuva 10) voitiin havaita jonkin verran enemmän paikallista vaihtelua kuin kokonaisfosforin interpolaatiokartassa (kuva 8). Tämä saattaa osaltaan selittää sitä, miksi levien biovolyymin ja kokonaistypen välinen korrelaatiokerroin oli suurempi kuin biovolyymin ja kokonaisfosforin välinen korrelaatiokerroin. Toisaalta on myös huomioitava, että kokonaisfosforin interpolaatiokartta sisälsi prosentuaalisesti enemmän ennustukseen liittyvää keskivirhettä (kuva 9) kuin kokonaistypen interpolaatiokartta (kuva 11). Tämä saattoi osaltaan pienentää epifyyttisten rihmalevien biovolyymin ja kokonaisfosforin välistä korrelaatiokerrointa.

Näkösyvyyden osalta korrelaatioanalyysi osoitti, että epifyyttisten rihmalevien biovolyymin ja näkösyvyyden välillä on jonkin verran tilastollisesti merkitsevää negatiivista korrelaatiota. Tuloksissa on kuitenkin otettava huomioon, että tässä tutkielmassa levähavainnot oli rajattu niille merialueille, jotka ovat syvyydeltään enintään kuusi metriä (kuva 4). Tästä syystä suurin osa havainnoista sijoittui rantaviivan läheisille rannikkoalueille, joilla näkösyvyys on jo pelkkien ympäristöolosuhteiden takia pienempi. Koska näkösyvyyden vaihtelu oli hyvin pientä alueella, jolla suurin osa levähavainnoista sijaitti, ravinnemäärien muutosten merkitys korostui tilastollisessa mallinnuksessa. Toinen huomioitava asia on myös Perämerelle tyypillinen veden suuri humuspitoisuus. Kuten Lundberg (2005: 26) havaitsi tutkimuksessaan, maa-alueilta valuva ja jokien kuljettama orgaaninen kiintoainne ja humus hei-

kentävät näkösyvyyttä Perämeren rannikkoalueilla myös alueilla, jotka eivät ole rehevöityneet. Siksi rihmalevien biovolyyymiä tarkasteltaessa on otettava huomioon myös muut niihin vaikuttavat ympäristötekijät. Kuten Lester ym. 1988: 55 totesivat tutkimuksessaan, lämpötila on yksi tärkeimmistä rihmalevien kasvuun vaikuttavista tekijöistä. Matalat rannikkoalueet ovat yleensä lämpimämpiä kuin kaukaisemmat merialueet, mutta Perämerellä nämä alueet ovat humuksen suuren määrän takia myös näkösyvyydeltään heikkoja (Lynch Jr. 2009: 1). Näkösyvyys alkaa kasvaa kauempana rannikoista, mutta näillä alueilla myös lämpötila laskee, ja saattaa siten vaikuttaa epifyyttisten rihmalevien biovolyymin vähentymiseen. Näin ollen tämän tutkielman ulkopuolelle jäävien ympäristötekijöiden merkitys epifyyttisten rihmalevien biovolyymin muutoksissa täytyy pitää mielessä. Niiden yhteisvaikutus näkösyvyyden kanssa saattaa vaikuttaa nykyisiin tuloksiin, joita tämän tutkielman valossa pidetään vain näkösyvyyden aiheuttamina.

9.5.3. Vedenlaatumuuttujien ja maankäyttömuotojen väliset korrelaatioanalyysit

Vaikka maankäyttömuotojen ja vedenlaatumuuttujien välisten korrelaatioanalyysien tulokset vastasivat suurelta osin tutkielman teoriapohjaa, ei niistä voida kuitenkaan tehdä suoria tai lopullisia johtopäätöksiä. Korrelaatioanalyysit perustuivat ainoastaan yksittäisten maankäyttömuotoluokkien ja vedenlaatumuuttujien arvojen välisiin korrelaatioihin erikseen määritettyjen optimaalisten bufferikokojen sisällä. Ne eivät siis ottaneet huomioon esimerkiksi maankäyttömuotoluokkien välistä multikollinearisuutta, eli sitä, kuinka paljon maankäyttömuodot korreloivat keskenään. Siksi tuloksista ei käynyt ilmi, kuinka paljon muut maankäyttömuodot vaikuttavat taustalla tietyn maankäyttömuodon ja vedenlaatumuuttujan väliseen korrelaatiokertoimeen, eikä näitä tuloksia voida tällöin pitää sellaisinaan suoraan luotettavina. Tämän lisäksi korrelaatiokertoimet olivat melko suuria lähes kaikkien maankäyttömuotojen ja vedenlaatumuuttujien välillä (taulukko 3), ja siksi voidaan todeta, että korrelaatioanalyysit olivat vain suuntaa antavia. Tarkempien ja luotettavampien tulosten saaminen vaati aineistojen jatkokesittelyä.

9.5.4. Lineaariset regressiomallit

Kuten taulukosta 4 voitiin havaita, vedenlaatumuuttujia selittäville ympäristömuuttujille luotujen lineaaristen regressiomallien selitysasteet olivat melko hyviä, ja tulokset vastasivat pitkälti tutkielman teoriapohjaa. Etenkin kokonaistypen mallia tarkastellessa on kuitenkin otettava huomioon, että mallin selitysaste oli kaikista kolmesta lineaarisesta regressiomallista huonoin (noin 47 %). Siksi sitä tulee tarkastella kriittisemmin, kuin muiden vedenlaatumuuttujien malleja. Mallin ulkopuolelle jäävät muuttujat selittivät kokonaistypen määrää alueella noin 53 %, eli enemmistö kokonaistypen määrää selittävästä muuttujista jäi tulosten ulkopuolelle. Siksi esimerkiksi näiden muiden, tuntemattomien selittävien muuttujien multikollineaarisuuden määrä maatalouden ja soiden kanssa jäi epäselväksi. Tästä syystä onkin siis muistettava, että vaikka kokonaistypen lineaarinen regressiomalli selittikin melko hyvin kokonaistypen määrää tutkimusalueella, on mahdollista, että jos mallin ulkopuolelle jääviä selittäviä muuttujia otettaisiin tarkasteluun mukaan, tulokset saattaisivat muuttua esimerkiksi lopulliseen malliin jäävien muuttujien osalta. Sama ilmiö on otettava huomioon myös kokonaisfosforin lineaarisen regressiomallin osalta. Vaikka mallin selitysaste oli parempi (selitti noin 55 % kokonaisfosforin määrästä tutkimusalueella), myös tässä mallissa ulkopuolelle jäävien tuntemattomien muuttujien osuus selitysasteesta oli noin 46 %.

Mallien selitysasteita tarkastellessa on otettava huomioon myös malleihin sisältyvä spatiaalinen autokorrelaatio. Mallien residuaaleille tehdyt Durbin-Watson-testit osoittivat, että kaikkiin malleihin sisältyy jonkin verran spatiaalista autokorrelaatiota. Muuan muassa Legendre & Legendre (2012: 18) huomauttavat artikkelissaan, että tämä lisää malleihin sisältyvää virhettä, ja saattaa nostaa niiden merkitsevyytensä.

Tuloksia tarkastellessa on myös syytä pitää mielessä, että kaikki vedenlaatonäytetepisteiden arvot olivat vuosilta 2016–2022. Tutkimusalueen ravinnekuormitus on kuitenkin alkanut jo kauan ennen vuotta 2016, ja on mahdollista, että esimerkiksi alueen ravinteista merkittävä osa on päätynyt vesistöön hyvin pitkällä ajanjaksolla. Näin ollen tämän tutkielman tulokset eivät ottaneet huomioon niitä tekijöitä, jotka ovat aiheuttaneet Perämeren ravinnekuormitusta ennen tarkasteluajanjaksoa. Siksi esimerkiksi aiempien vuosikymmenten suuret pistekuormituslähteet jäivät tarkastelun ulkopuolelle. Myös maankäyttö tutkimusalueella on muuttunut paljon ennen tarkasteluajanjaksoa (Tolkkinen ym. 2014). Onkin siis mahdollista, että osa tutkimusalueen ravinnepitoisuuksia nostaneista maankäyttömuodoista jäi tulosten ulkopuolelle, koska ne eivät vaikuta enää nykytilanteeseen. Tutkielman tarkasteluajanjaksoon

sisältyvät virhelähteet saattavat siis olla yksi tekijä, joka heikensi lopullisten mallien selitysteita. Toisaalta sama ilmiö saattoi vaikuttaa joidenkin maankäyttömuotojen merkityksen kasvuun, vaikka ne eivät nykyisessä muodossaan olekaan enää kovin merkittävässä roolissa ravinnekuormituksen aiheuttajana tai näkösyvyyden heikentäjänä. Tällaisia saattavat olla esimerkiksi asuinalueet, sillä ne korostuivat näkösyvyyden monimuuttujamallissa.

Muuttujamuunnoksesta $1/n$ johtuva vastemuuttujan ja selittävien maankäyttömuotojen suhteen kääntyminen negatiiviseksi kokonaisfosforin (liite 2 kuva 1) ja kokonaistypen (liite 2 kuva 2) univariaattimalleissa heikensi mallien visuaalista esityskykyä. Yksi mahdollinen ratkaisu ongelmaan olisi harkita sellaisten mallien käyttöä, jotka eivät vaadi muuttujamuunnoksia. Tällaisia ovat esimerkiksi yleistetty lineaarinen malli GLM, joka on Crawleyn (2007: 511–512) mukaan tässä tutkielmassa käytettyjä lineaarisia regressiomalleja joustavampi mallinnusmenetelmä.

9.5.5. Rantalaidunten vaikutus vedenlaatuun

Rantalaidunten ja vedenlaatumuuttujien väliset korrelaatioanalyysit paljastivat jonkin verran tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota rantalaidunten ja kokonaistypen välillä, ja osoittivat siten hieman aiemmista tutkimuksista poikkeavia tuloksia kokonaistypen osalta. Korrelaatioanalyysin tuloksia tarkastellessa on kuitenkin syytä ottaa huomioon, että ne perustuivat vedenlaatu-äytepisteille määritettyihin optimaalisiin bufferikokoihin, eli siihen, kuinka paljon rantalaitumia on prosenttiosuudellisesti yhden bufferikoon sisällä. Monet vedenlaatu-äytepisteet sijaitsivat Pohjois-Pohjanmaan rannikolla melko kaukana toisistaan (kuva 6). Koska rantalaitumet ovat sijoittuneet pääsääntöisesti melko paikallisesti pitkin rannikkoa, osa niistä jäi kokonaan tarkastelun ulkopuolelle. Lisäksi rantalaidunten prosenttiosuudet yhden vedenlaatu-äytepisteen bufferin alueella olivat pääsääntöisesti hyvin pieniä, sillä rantalaidunten määrä oli tutkimusalueella muutenkin melko pieni verrattuna moniin muihin maankäyttömuotoihin. Korrelaatioanalyysit eivät ota huomioon multikollinearisuutta, joten tuloksista ei käynyt ilmi, kuinka paljon muut, saman bufferikoon sisällä olevat maankäyttömuodot vaikuttivat selittävän muuttujan, eli rantalaidunten taustalla. Korrelaatioanalyysien tuloksia on siis syytä tarkastella kriittisesti. On myös mahdollista, että laidunten paikalliset, vedenlaatu mahdollisesti parantavat vaikutukset jäivät lopullisissa tuloksissa piiloon, koska tulokset olivat aineiston ominaisuuksien takia hyvin vahvoja yleistyksiä ja ennustuksia suurelle alueelle.

10. Tulevaisuus

Rehevöityminen pysyy Perämerellä hallinnassa pääasiassa merialueen fosforirajoitteisuuden vuoksi (Kronholm ym. 2005: 38). Tämä saattaa kuitenkin muuttua ongelmaksi, jos alueen fosforikuormitus ja siten veden fosforipitoisuus alkavat nousta. Tällöin vesieliöiden kyky hyödyntää veden suuria typpipitoisuuksia paranee, ja on mahdollista, että rehevöityminen alkaa nopeasti heikentää vedenlaatua. Koska epifyyttisiin rihmaleviin eniten vaikuttava tekijä on Ruuskasen (2019: 1) mukaan typpi, on myös mahdollista, että levien määrä alkaa kasvaa niin voimakkaasti, että myös Perämerellä alkaa esiintyä muille Itämeren alueille tyypillisiä laajoja rihmalevälauttoja. Toisaalta lisääntyvä fosforikuormitus saattaa alkaa lisätä myös muiden, muilla Itämeren alueilla yleisten eliöiden, kuten esimerkiksi sinilevien määrää. Tämä on seurausta siitä, että fosforin aiemmin rajattu määrä vedessä ei enää rajoita niiden kasvua. Perämeren voimakkaan typpikuormituksen (Räike & Knuutila 2018: 76) takia jo pienetkin lisäykset fosforikuormituksessa saattavat siis vaikuttaa merkittävästi alueen olosuhteisiin ja elinympäristöihin. Siksi alueen rehevöitymisen hillitsemisen ja koko Perämeren merenhoidon kannalta onkin ensiarvoisen tärkeää, että alueen fosforikuormitukseen ja kokonaisfosforipitoisuuksiin kiinnitetään erityistä huomiota. Tämän lisäksi elinympäristöissä tapahtuviin muutoksiin on reagoitava jo varhaisessa vaiheessa. Näiden muutosten havainnoimisen apuna voidaan käyttää esimerkiksi tämän tutkielman tulosten valossa potentiaalisiksi rehevöitymisen bioindikaattoriksi osoittautuneita epifyyttisiä rihmaleviä.

Johansson ym. (2014: 36) kertoivat artikkelissaan, että maa kohoaa Pohjois-Pohjanmaan rannikolla lähes 1 cm vuodessa, ja se vaikuttaa alueen ominaisuuksiin ja olosuhteisiin monin tavoin. Koska matalat ja suojaiset rannikkoalueet ovat rehevöitymiselle alttiita ympäristöjä (Pitkänen ym. 2004: 11), saattaa maankohoamisella olla hyvinkin merkittäviä paikallisia vaikutuksia, sillä se aiheuttaa Kronholmin ym. (2005: 22) mukaan rantojen madaltumista, rannikkoalueiden rikkonaisuuden lisääntymistä ja lahtien kuroutumista. Nämä rajoittavat veden vaihtumista ja saattavat heikentää siten rannikkoalueiden vedenlaatua. CORINE 2018 -maankäyttömuotoaineistoa tarkastellessa voitiin havaita, että hyvin suuri osa tutkimusalueen rantaviivasta on soita tai kosteikkoja. Se on myös osaltaan seurausta maankohoamisesta, sillä kuten Kronholm ym. (2005: 22) mainitsivat raportissaan, osa veden alta paljastuvista maa-alueista muuttuu matalilla rannoilla kosteikoiksi, ja toisaalta myös osa merestä kuroutuvat lahdista ja sulkeutuvista vesialueista soistuu hiljalleen mitä korkeammalle ne nousevat.

Toisaalta maankohoamisen aiheuttama happamien sulfaattimaiden paljastuminen veden alta (Toivonen & Österholm 2011: 107) saattaa myös aiheuttaa ongelmia vedenlaadussa.

Eriyisen selvästi maankohoamisen vaikutus on nähtävissä tutkimusalueelle sijoittuvalla Akionlahdella. Akionlahti on Oulun kaupungille kuuluvan Oulunsalon alueella sijaitseva, lähes kokonaan irti merestä kuroutunut matala lahti (Pessa 2001: 57). Sen vedenlaatuäytepiste poistettiin kokonaisfosforin ja kokonaistypen aineistoista, sillä sen arvot olivat poikkeavan korkeita. Lahteen laskee lukuisia jokia maatalousalueelta, mitkä osaltaan nostavat ravinnearvoja. On kuitenkin mahdollista, että osa alueen huonosta vedenlaadusta selittyy maankohoamisen aiheuttamalla alueen eristäytyneisyydellä ja mataluudella (Pessa 2001: 57). Nämä tekijät vaikuttavat yhdessä lahden sisäisiin ominaisuuksiin ja olosuhteisiin, jotka saattavat aiheuttaa esimerkiksi voimakasta sisäistä kuormitusta. Saattaa siis olla mahdollista, että maankohoamisen jatkuessa Perämerellä ja meren jatkuvasti madaltuessa, alueelle alkaa muodostua tulevaisuudessa kasvavissa määrin Akionlahden kaltaisia heikon vedenlaadun keskittymiä. Näillä alueilla rehevöityminen on hyvin voimakasta, ravinnepitoisuudet ovat hyvin korkeita ja veden näkösyvyys ja vedenlaatu ovat hyvin heikkoja.

Tulevaisuudessa ilmastonmuutoksen suorat ja epäsuorat vaikutukset alkavat lisääntyä ja näkyä myös Perämerellä. Vaikka maankohoaminen on Johanssonin ym. (2014: 36) mukaan tällä hetkellä Perämerellä ilmastonmuutoksen aiheuttaman merenpinnan kohoamista suurempaa, sademäärien lisääntymisestä johtuva suolapitoisuuden väheneminen ja lämpötilojen nousu vaikuttavat rannikkoalueiden olosuhteisiin. Ne saattavat muuttaa näiden alueiden elinolosuhteita runsaastikin (HELCOM 2018b: 14–17). Koska Perämeren suolapitoisuus on nykyisinkin niin pieni, että se muistuttaa olosuhteiltaan enemmän järveä kuin merta (Kronholm ym. 2005: 38), suolapitoisuuden pieneminen entisestään saattaa johtaa siihen, että merten suolaisiin olosuhteisiin sopeutuneet lajit katoavat alueelta kokonaan. HELCOMin (2018b: 58) raportissa todetaan, että keskilämpötilan nousun on ennustettu myös voimistavan rehevöitymistä. Rehevöityminen on seurausta siitä, että sateet huuhtovat ravinteita maa-alueilta vesistöihin lisääntyvissä määrin, ja lämpimämmät olosuhteet erityisesti rannikoilla edesauttavat rehevöitymisen kiihtymistä HELCOMin (2018b: 58).

Ilmastonmuutoksen voi odottaa lisäävän myös rihmalevien määrää Perämerellä, sillä ne hyötyvät nousevista veden lämpötiloista ja lisääntyvistä ravinteista, etenkin jos fosforipitoisuudet alkavat nousta vesistöissä. Nousevat keskilämpötilat lämmittävät tehokkaasti matalia rannikkoalueita. Koska Perämeren vesi erityisesti Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalu-

eilla on luonnostaan tummaa humuksen takia (Lynch Jr. 2009: 1), se lämpenee nopeammin kuin kirkkaampi vesi. On kuitenkin otettava huomioon, vaikka veden lämpötilojen nousu edesauttaa rihmalevien lisääntymistä tiettyyn pisteeseen asti, esimerkiksi Lester ym. (1988: 55) kertoivat tutkimuksessaan, että kun lämpötila ylittää 30°C, levien metabolia alkaa häiriintyä. Tällöin lämpötilasta tulee kasvua edistävän tekijän sijasta kasvua rajoittava tekijä. Tässä tapauksessa on mahdollista, että myös epifyyttisten rihmalevien bioindikaattoriarvo alkaa heikentyä, sillä ne eivät pysty liian korkean lämpötilan takia enää vastaamaan rehevöitymisen etenemiseen samalla tavoin kuin aiemmin.

11. Yhteenveto ja johtopäätökset

Tässä tutkielmassa tarkasteltiin sitä, vaikuttavatko rehevöitymiseen liittyvät vedenlaatumuuttajat, eli kokonaisfosfori, kokonaistyyppi ja näkösyvyys epifyyttisten rihmalevien biovolyymin kasvuun alle 6 metriä syvillä merialueilla. Siten saatiin selvitettyä, ovatko rihmalevät käyttökelpoinen rehevöitymisen bioindikaattori Perämerellä. Lisäksi tutkielmassa tarkasteltiin, mitkä tutkimusalueen maankäyttömuodot vaikuttavat eniten vedenlaatumuuttajiin, ja sitä kautta välillisesti myös epifyyttisten rihmalevien biovolyymiin. Maankäyttömuotojen lisäksi lineaariseen regressiomallinnukseen otettiin mukaan myös kaksi ympäristömuuttujaa, eli vedenlaatumäytenäytteiden etäisyys rannikosta ja niiden paikan syvyys. Tutkielmassa selvitettiin myös, onko tutkimusalueelle sijoittuvilla rantalaitumilla vaikutusta vedenlaatumuuttajiin eli edesauttavatko ne Perämeren rannikon alueellista rehevöitymistä.

Tutkielman tuloksista voitiin havaita, että ravinteet, eli kokonaisfosfori ja kokonaistyyppi, ovat merkittävässä roolissa Perämeren rehevöitymisessä. Siten niiden vaikutus myös rehevöitymisestä johtuviin seurauksiin on huomattavan suurta. Epifyyttisten rihmalevien ja vedenlaatumuuttajien välisten korrelaatioanalyysien tuloksista voitiin päätellä, että epifyyttiset rihmalevät ovat potentiaalinen Perämeren rehevöitymisen bioindikaattori. Perämeren typpikuormitus on hyvin voimakasta, mutta korkeista typpipitoisuuksista huolimatta tulokset osoittivat, ettei kokonaistypen vaikutus epifyyttisiin rihmaleviin ole niin suoraviivaista ja huomattavaa, kuin ennakkokäsitysten pohjalta voisi olettaa. Tämän arveltiin johtuvan Perämeren veden fosforirajoitteisuudesta, joka estää vesieliöitä hyödyntämästä kaikkea vedessä olevaa liukoista tyyppiä. Siten se vähentää osaltaan rehevöitymistä ja siitä johtuvia vaikutuksia. Koska fosforikuormitus tutkimusalueella on selvästi pienempää kuin typpikuormitus, ja fosforipäästöjä on onnistuttu merkittävästi vähentämään viime vuosikymmenenä, on sillä ollut positiivisia vaikutuksia Perämeren vedenlaatuun.

Lineaaristen regressiomallien tuloksista voitiin havaita, että tutkimusalueen maatalous vaikutti eniten rehevöitymistä indikoiviin vedenlaatumuuttajiin lisäämällä ravinteita ja heikentämällä veden näkösyvyyttä. Myös tutkimusalueen metsät, suot ja kosteikot, asuinalueet ja sisävedet osoittautuivat tärkeiksi rehevöitymistä edesauttaviksi tekijöiksi. Ne kaikki heikensivät vedenlaatua lisäämällä ravinteiden määrää vesistössä ja pienentämällä veden näkösyvyyttä. Ihminen vaikuttaa hyvin vahvasti Pohjois-Pohjanmaan rannikon maankäyttöön. Tutkielman tuloksista voidaankin päätellä, että ihmistoiminta tutkimusalueella on yksi tärkeimmistä syistä, miksi nämä maankäyttömuodot valikoituivat eniten Perämeren rehevöi-

tymiseen vaikuttaviksi tekijöiksi. Monimuuttujamallien selitysteet kuitenkin paljastivat, etteivät alueen maankäyttömuodot selitä läheskään kaikkia vedenlaatumuuttujissa tapahtuvia muutoksia. Tästä syystä Perämeren rehevöitymiseen vaikuttavien tekijöiden tarkempi selvittäminen vaatisi lisätutkimuksia.

Rantalaidunten osalta tuloksista saatiin lähinnä selville, ettei niillä ole suurta vaikutusta rehevöitymistä indikoiviin vedenlaatumuuttujiin. Niiden vaikutusta vedenlaatumuuttujiin voisi mahdollisesti tarkastella tarkemmin ja paikallisesti luotettavammin lisäämällä vedenlaatonäytepisteiden määrää, mutta erityisesti ottamalla näytteitä rantalaidunten edustalta niiden välittömästä läheisyydestä. Vedenlaatonäytepisteiden lisäys mahdollistaisi useamman laidunalueen ottamisen mukaan tarkasteluun, sillä silloin vähemmän laidunalueita jäisi vedenlaatonäytepisteiden buffereiden ulkopuolelle. Näytteiden otto laidunalueiden läheisyydestä mahdollistaisi niiden vaikutusten tarkemman tarkastelun paikallisella tasolla. Koska aiemmat tutkimukset ovat osoittaneet, että rantalaitumilla on joko hyvin vähän heikentävää vaikutusta tai hieman parantavaa vaikutusta vedenlaatuun, tarkemmalla ja paikallisella tutkimusaineistolla voisi mahdollisesti saada tarkempaa tietoa siitä, millä tavalla rantalaitumet vaikuttavat paikallisiin olosuhteisiin Perämeren rannikolla.

Vaikka tämän tutkielman tulokset noudattivat pääsääntöisesti sen teoriapohjaa ja vastasivat hyvin tutkielman alussa asetettuja hypoteeseja, ne ovat kuitenkin vedenlaatumuuttujien aineistojen puutteiden takia yleistyksiä ja pohjautuvat hyvin pitkälti olemassa oleviin aineistoihin perustuviin ennustuksiin. Vedenlaatonäytepisteiden pienen määrän takia tulosten luotettavuus paikallisella tasolla tai kauempana pisteistä ei ole kovin korkea. Siksi jos esimerkiksi rehevöitymistä indikoivien vedenlaatumuuttujien ja alueen olosuhteiden tai ominaisuuksien muutoksien yhteyttä halutaan tarkastella tarkemmin ja luotettavammin, tulisi vedenlaatonäytepisteiden määrää lisätä. Näytepisteiden tasaisempi sijoittelu tutkimusalueelle parantaisi myös interpolaatioista saatavien aineistojen luotettavuutta. Koska Perämeri on ainutlaatuisten ominaisuuksiensa takia herkkä merialue, johon vaikuttavat myös monet muut, tämän tutkielman ulkopuolelle jäävät ympäristötekijät, tulee tulevaisuuden tutkimuksissa huomioida monipuolisemmin myös muita rehevöitymiseen vaikuttavia muuttujia ja niihin vaikuttavia ympäristötekijöitä. Mitä tarkemmin saadaan selville, mitkä alueen ympäristömuuttujat, esimerkiksi maankäyttö, ilmasto-olosuhteet tai ekologiset ominaisuudet vaikuttavat alueen rehevöitymiseen, sitä arvokkaampaa tietoa tutkimukset tarjoavat merenhoitosuunnitelmien laatimiselle myös muuttuvissa olosuhteissa, ja sitä tehokkaampiin toimiin Perämeren rehevöitymisen hillitsemiseksi voidaan ryhtyä.

12. Lähteet

- Aarup, T. (2002). Transparency of the North Sea and Baltic Sea – a Secchi depth data mining study. *Oceanologia* 44(3), 323–337. <https://bibliotekanauki.pl/articles/48891.pdf>.
- Ahn, H. & James, T. (2001). Variability, uncertainty, and sensitivity of phosphorus deposition load estimates in South Florida. *Water, Air and Soil Pollution* 126, 37–51. <https://doi.org/10.1023/A:1005235118716>.
- Alasaarela, E. (1978). Phytoplankton in the coastal waters of the Bothnian Bay off Kemi. *Annales botanici Fennici* 15(4), 297–308. <https://www.jstor.org/stable/23725283>.
- Aldous A., McCormick P., Ferguson C., & Graham S. (2005). Hydrologic Regime Controls Soil Phosphorus Fluxes in Restoration and Undisturbed Wetlands. *Restoration Ecology* 13(2), 341–347. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2005.00043.x>.
- Antia, N., Harrison, P. & Oliveira, L. (1991). The role of dissolved organic nitrogen in phytoplankton nutrition, cell biology, and ecology. *Phycologia* 30(1), 1–89. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-30-1-1.1>.
- Bakkali, S. & Amrani, M. (2008). About the use of spatial interpolation methods to denoising Moroccan resistivity data phosphate "disturbances" map. *Acta Montanistica Slovaca* 13(2), 216–222.
- Bell, R.T., Ahlgren, G.M. & Ahlgren, I. (1983). Estimating Bacterioplankton Production by Measuring [³H]thymidine Incorporation in a Eutrophic Swedish Lake. *Applied and Environmental Microbiology* 45(6), 1709–1721. <https://doi.org/10.1128/aem.45.6.1709-1721.1983>.
- Berry, H. A. & Lembi, C. A. (2000). Effects of temperature and irradiance on the seasonal variation of a *Spirogyra* (Chlorophyta) population in a Midwestern Lake (USA). *Journal of Phycology* 36(5), 841–851. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.99138.x>.
- Bokn, T., Duarte, C.M., Pedersen, M.F., Marba, N., Moy, F.E., Barrón, C.,...& Sørensen, K. (2003). The Response of Experimental Rocky Shore Communities to Nutrient Additions. *Ecosystems* 6(6), 577–594. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0108-6>.

- Bonan, G.B & Shugart, H. H. (1989). Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20(1), 1–28. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.000245>.
- Bonsdorff, E., Rönnerberg, C. & Aarnio, K. (2002). Some ecological properties in relation to eutrophication in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 475, 371–377. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2464-7_27.
- Burrough, P.A & McDonnell, R.A (1998). Creating continuous surfaces from point data. Teoksessa Burrough, P.A., Goodchild, M.F., McDonnell, R.A., Swizer, P. & Worboys, M. (toim.) *Principles of Geographic Information Systems*. Oxford University Press, Oxford.
- Bäck, S. (2004). Luontotyypit ja niiden uhkia. Teoksessa Pitkänen, H. (toim.) *Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituhannen vaihteessa, Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset*. Suomen ympäristö 669, 17–18.
- Carmichael, W.W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72(6), 445–459. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1992.tb01858.x>.
- Casson, R.J. & Farmer, L.D.M. (2014). Understanding and checking the assumptions of linear regression: a primer for medical researchers. *Clinical and Experimental Ophthalmology* 42(6), 590–596. <https://doi.org/10.1111/ceo.12358>.
- Coveney, M.F., Lowe, E.F., Battoe, L.E., Marzolf, E.R. & Conrow, R. (2005). Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loading. *Freshwater Biology* 50(10), 1718–1730. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01435.x>.
- Crawley, M. J. (2007). *The R book*. 1. p. Wiley, Chichester.
- Dijkema, K.S. (1990). Salt and brackish marshes around the Baltic Sea and adjacent parts of the North Sea: their vegetation and management. *Biological Conservation* 51(3), 191–209. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90151-e](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90151-e).
- Elmgren R. & Larsson U. (1997). *Himmerfjärden- förändringar i näringsbelastat kustecosystem i Östersjön*. Naturvårdsverket, Report 4565.

- Farmer, W.H. (2016). Ordinary kriging as a tool to estimate historical daily streamflow records. *Hydrology and Earth System Sciences* 20(7), 2721–2735. <https://doi.org/10.5194/hess-20-2721-2016>.
- Farrington, J.W., Tripp, B.W., Tanabe, S., Subramanian, A., Sericano, J.L., Wade, T.L. & Knap, A.H. (2016). Edward D. Goldberg’s proposal of “the Mussel Watch”: Reflections after 40 years. *Marine Pollution Bulletin* 110(1), 501–510. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.074>.
- Fattom, A. & Shilo, M. (1983). Hydrophobicity as an Adhesion Mechanism of Benthic Cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 47(1), 135–143. <https://doi.org/10.1128/aem.47.1.135-143.1984>.
- Ferreira, J.G., Bricker, S.B. & Simas, T.C. (2006). Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management* 82(4), 433–445. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.01.003>.
- Fleming-Lehtinen, V. & Laamanen, M. (2012). Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 102–103, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.015>.
- Goldblatt, C., Claire, M., Lenton T., Matthews, A., Watson, A. & Zahnle, K. (2009). Nitrogen-enhanced greenhouse warming on early earth. *Nature Geoscience* 2(12), 894–896. <https://doi.org/10.1038/ngeo692>.
- Granéli, E., Wallström, K., Larsson, U., Granéli, W. & Elmgren, R. (1990). Nutrient Limitation of Primary Production in the Baltic Sea Area. *Ambio* 19(3), 142–151. <https://www.jstor.org/stable/4313680>.
- Granskog, M., Kaartokallio, H., Kuosa, H., Thomas, D.N. & Vainio, J. (2006). Sea ice in the Baltic Sea – A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70(1–2), 145–160. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.06.001>.
- Granstedt, A. (2000). Increasing the efficiency of plant nutrient recycling within the agricultural system as a way of reducing the load to the environment – experience from Sweden and Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80(1–2), 169–185. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(00\)00141-9](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00141-9).

- Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2) 147–186. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(00)00354-9).
- Gujarati, D.N. (2019). *Linear regression*. Quantitative Applications in the Social Sciences 177.
- Gökçe, D. (2016). Algae as an Indicator of Water Quality. Teoksessa Thajuddin, N. & Dhanasekaran, D. (toim.) *Algae: Organisms for Imminent Biotechnology*. 81–101. IntechOpen Limited, London.
- Hair, J. F., Jr., Black, W. C., Babin, B. J. & Anderson, R. E. (2014). *Multivariate data analysis*. 7. p. Pearson Education Limited, Harlow.
- HELCOM (1996). *Third periodic assessment of the state of the marine environment in the Baltic Sea 1989–1993; background document*. Baltic Sea Environment Proceedings 64B.
- HELCOM (1998). *The third Baltic Sea pollution load compilation (PLC-3)*. Baltic Sea Environment Proceedings 70.
- HELCOM (2009). *Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region*. Baltic Sea Environment Proceedings 115B. <https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP115B-1.pdf>.
- HELCOM (2011). *The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5)*. Baltic Sea Environment Proceedings 128. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP128.pdf>.
- HELCOM (2018a). *Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea*. Baltic Sea Environment Proceedings No. 153. <https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP153.pdf>.
- HELCOM (2018b). *State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016*. Baltic Sea Environment Proceedings 155. <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/>.
- Holt, E. A. & Miller, S. W. (2011) Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge* 2(2), 1–10.

- Hou, W., Lee, Z. & Weidemann, A.D. (2007). Why does the Secchi disk disappear? An imaging perspective. *Optics Express* 15(6), 2791–2802. <https://doi.org/10.1364/oe.15.002791>.
- Howarth, R.W. (1988). Nutrient Limitation of Net Primary Production in Marine Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19(1), 89–110. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.000513>.
- Huuskonen, A., Uusi-Kämpä, J. & Laurila, M. (2022). Naudat hoitavat Perämeren rantoja. *Nauta* 2, 40–42. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2022041329081>.
- Jackson, R.D., Allen-Diaz, B., Oates, L.G. & Tate, K.W. (2006). Spring-water Nitrate Increased with Removal of Livestock Grazing in a California Oak Savanna. *Ecosystems* 9(2), 254–267. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0166-7>.
- Janssen, F., Schrum, C. & Backhaus, O. (1999). A Climatological Data Set of Temperature and Salinity for the Baltic Sea and the North Sea. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift* 51(9), 5–249. <https://doi.org/10.1007/bf02933676>.
- Johansson, M.M., Pellikka, H., Kahma, K.K. & Ruosteenoja, K. (2014). Global sea level rise scenarios adapted to the Finnish coast. *Journal of Marine Systems* 129, 35–46. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2012.08.007>.
- Karlson, K., Rosenberg, R. & Bonsdorff, E. (2002). Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 40, 427–489. <https://doi.org/10.1201/9780203180594.ch8>.
- Karydis, M. (2009). Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global NEST Journal* 11(4), 373–390. <https://doi.org/10.30955/gnj.000626>.
- Kaufman, M.M. (2000). Erosion Control at Construction Sites: The Science-Policy Gap. *Environmental Management* 26(1), 89–97. <https://doi.org/10.1007/s002670010073>.
- Kauppi, P.E., Posch, M., Hänninen, P., Henttonen, H.M, Ihalainen, A., Lappalainen, E.,...& Tamminen, P. (1997). Carbon Reservoirs in Peatlands and Forests in the Boreal Regions of Finland. *Silva Fennica* 31(1), 13–25. <https://doi.org/10.14214/sf.a8507>.

- Kautsky, L. & Kautsky, N. (2000). The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian Bay. Teoksessa Sheppard, C.R.C. (toim.) *Seas at the Millennium: An Environmental Evaluation*, 1–14. Elsevier Science, Oxford.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M. (1986). Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology – Progress Series* 28, 1–8. <https://doi.org/10.3354/meps028001>.
- Kersalo, J. & Pirinen, P. (2009). *Suomen maakuntien ilmasto*. Raportteja 2009: 8. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/15734/2009nro8.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Keskitalo, T., Laita, M., Järvisalo, K., Ruuth, J. & Toivanen, H. (2015). *Uudenmaan ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2014*. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Raportteja 109. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-314-349-4>.
- Kiirikki, M. & Lehvo, A. (1997). Life strategies of filamentous algae in the Northern Baltic Proper. *Sarsia North Atlantic Marine Science* 82(3), 259–267. <https://doi.org/10.1080/00364827.1997.10413653>.
- Kiirikki, M., Pitkänen, H. & Bäck, S. (2004). Itämeren ja sen rannikkovesien erityispiirteet. Teoksessa Pitkänen, H. (toim.) *Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituuhannen vaihteessa, Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset*. Suomen ympäristö 669, 7–10.
- Kim, S-H. & Whitt, W. (2015). The Power of Alternative Kolmogorov-Smirnov Tests Based on Transformations of the Data. *ACM Transactions on Modeling and Computer Simulation* 25(4), 1–22. <https://doi.org/10.1145/2699716>.
- Kohonen, J. T. (2003). Finnish strategies for reduction and control of effluents to the marine environment – examples from agriculture, municipalities and industry. *Marine Pollution Bulletin* 47, 162–168. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00476-9](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00476-9).
- Korpinen, S. (2018). Merenhoidon päämäärä. Teoksessa Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom, J. (2018). (toim.) *Suomen meriympäristön tila*. SYKE:n julkaisu 4, 39–43.
- Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom, J. (2018a). Yhteenveto: Miten Itämeri voi? Teoksessa Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J.,

- Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom, J. (toim.) *Suomen meriympäristön tila*. SYKEN julkaisuja 4, 14–25.
- Korpinen, S., Laamanen, M. & Ekeboom, J. (2018b). Hyvän tilan määrittäminen. Teoksessa Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom, J. (toim.) *Suomen meriympäristön tila*. SYKEN julkaisuja 4, 44–61.
- Kotilainen, A., Kiviluoto, S., Kurvinen, L., Sahla, M., Ehrnsten, E., Laine, A.,... & Vahteri, P. (2018). *Itämeri* 2, Suomen ympäristö 5. <https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/161234/SY%205%202018%20Osa%202%2020It%C3%A4meri.pdf>.
- Kraufvelin, P., Ruuskanen, A.T., Nappu, N. & Kiirikki, M. (2007). Winter colonisation and succession of filamentous macroalgae of artificial substrates and possible relationships to *Fucus vesiculosus* settlement in early summer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72(4), 665–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.11.029>.
- Kronholm, M., J. Albertsson & A. Laine (2005). *Perämeri Life: Perämeren toimintasuunnitelma*. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 1/2005. <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/134770/Per%c3%a4meri%20Life%20red.pdf?sequence=2&isAllowed=y>.
- Kuntien avainluvut* (2022). Tilastokeskus, Helsinki. 20.9.2022. <https://www.stat.fi/tup/alue/kuntienavainluvut.html#?year=2021&active1=SSS>.
- Kuparinen, J. & Tuominen, L. (2001). Eutrophication and self-purification: Counteractions forced by large scale cycles and hydrodynamic processes. *Ambio* 30(4), 190–194. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.4.190>.
- Kuparinen, J., Pitkänen, H. & Poutanen, E-L. (2004). Sisäinen kuormitus ja pohjan prosessit. Teoksessa Pitkänen, H. (toim.) *Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituuhannen vaihteessa, Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset*. Suomen ympäristö 669, 17–18.
- Laiho, R., Silvan, N., Cárcamo, H. & Vasander, H. (2001). Effects of water level and nutrients on spatial distribution of soil mesofauna in peatlands drained for forestry in Finland. *Applied Soil Ecology* 16(1), 1–9. [https://doi.org/10.1016/s0929-1393\(00\)00103-7](https://doi.org/10.1016/s0929-1393(00)00103-7).

- Laine, A. & Kronholm, M. (2005). Bothnian Bay Life: towards Integrated Coastal Zone Management. *Environmental Science & Policy* 8(3), 259–262. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.03.005>.
- Lantto, M. (2016). *Spatial Analysis of Eutrophication-Related Indicators in the Northern Bothnian Bay*. Master's Thesis. University of Oulu, Geography Research Unit. <http://jultika.oulu.fi/Record/nbnfioulu-201605071653>.
- Larsson, U., Elmgren, R. & Wulff, F. (1985). Eutrophication and the Baltic Sea: Causes and Consequences. *Ambio* 14, 9–14. <https://www.jstor.org/stable/4313091>.
- Lastumäki, A., Turja, R., Brenner, M., Vanninen, P., Niemikoski, H., Butrimavičienė, L.,... & Lehtonen, K.K. (2020). Biological effects of dumped chemical weapons in the Baltic Sea: A multi-biomarker study using caged mussels at the Bornholm main dumping site. *Marine Environmental Research* 161, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105036>.
- Laurila, M., Huuskonen, A., Pesonen, M., Kaseva, J., Joki-Tokola, E. & Hyvärinen, M. (2015). Divergent Impacts of Two Cattle Types on Vegetation in Coastal Meadows: Implications for Management. *Environmental Management* 56(5), 1199–1213. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0575-0>.
- Legendre, P. & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. 3. p. Elsevier, Amsterdam.
- Lehtomaa, L., Ahonen, I., Hakamäki, H., Häggblom, M., Jantunen, J., Jutila, H.,... & Vuomajoki, M. (2018). Perinnebiotoopit. Teoksessa Kontula, T. & Raunio, A. (toim.) *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018: Luontotyyppien punainen kirja. Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset*. Suomen ympäristö 5, 658–466.
- Lehtoranta, J., Ekholm, P. & Pitkänen, H. (2008). Eutrophication-driven sediment microbial processes can explain the regional variation in phosphorus concentrations between Baltic Sea sub-basins. *Journal of Marine Systems* 74(1), 495–504. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.04.001>.
- Lester, W.W., Adams, M.S. & Farmer, A.M. (1988). Effects of light and temperature on photosynthesis of the nuisance alga *Cladophora glomerata* (L.) Kütz from Green Bay, Lake Michigan. *New Phytologist* 109(1), 53–58. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1988.tb00218.x>.

- Li, J., Lusher, A., Rotchell, J.M., Company, S.D., Turra, A., Bråte, I.L.N.,...& Shi, H. (2019). Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution (1987)* 244, 1–46. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>.
- Li, X., Wong, W., Lamoureux, E.L. & Wong, T.Y. (2012). Are linear regression techniques appropriate for analysis when the dependend (outcome) variable is not normally distributed? *Investigative Ophthalmology & Visual Science* 53(6), 3082–3083. <https://doi.org/10.1167/iovs.12-9967>.
- Lundberg, C. (2005). *Eutrophication in the Baltic Sea – from area specific biological effects to interdisciplinary consequences*. Doctoral thesis. Åbo Akademi Department of Biology.
- Lundberg, C., Jakobsson, B-M. & Bonsdorff, E. (2009). The spreading of eutrophication in the eastern coast of the Gulf of Bothnia, northern Baltic Sea – An analysis in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82(1), 152–160. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.01.005>.
- Lynch Jr., W.E. (2009). Controlling Filamentous Algae in Ponds. *Fact Sheet, Agriculture and Natural Resources*, 1–5. https://www.warrenswcd.com/uploads/7/2/5/9/72597023/controlling_filamentous_algae_in_ponds.pdf.
- Lämpötilatilastot* (2023). Ilmatieteen laitos, Helsinki. 22.2.2023. <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/1991-2020-lampotilatilastot>.
- Meier, H.E.M. & Kauker, F. (2003). Modeling decadal variability of the Baltic Sea: 2. Role of freshwater inflow and large-scale atmospheric circulation for salinity. *Journal of Geophysical Research* 108(11), 1–19. <https://doi.org/10.1029/2003jc001799>.
- Metsämuuronen, J. (2008). *Monimuuttujamenetelmien perusteet*. Metodologia-sarja 7: 2.
- Moser, K.A., Smol, J.P., Lean, D.R.S. & MacDonald, G.M. (1998). Physical and chemical limnology of northern boreal lakes, Wood Buffalo National Park, northern Alberta and the Northwest Territories, Canada. *Hydrobiologia* 377, 25–43. <https://doi.org/10.1023/A:1003225527053>.
- Myrberg, K. & Andrejev, O. (2006). Modelling of the circulation, water exchange and water age properties of the Gulf of Bothnia. *Oceanologia* 48, 55–74.

- Mysen, B. (2019). Nitrogen in the Earth: abundance and transport. *Progress in Earth and Planetary Science* 6(1), 1–15. <https://doi.org/10.1186/s40645-019-0286-x>.
- Niemelä, M. (2012). *Eläimet rantaan-kyllä vai ei? Opas kestävään rantalaiduntamiseen*. Varsinais-Suomen ELY-keskus, Natureship-julkaisuja. <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/87708/EI%20a4imet%20rantaan%20-%20kyll%20a4%20vai%20ei.pdf?sequence=3&isAllowed=y>.
- Niemelä, M., Huuskonen, A., Jaakola, S., Joki-Tokola, E. & Hyvärinen, M. (2008). Coastal meadows as pastures for beef cattle. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124(3), 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.009>.
- Niemelä, M., Huuskonen, A., Jaakola, S., Nevalainen, R., Kiljala, J. & Joki-Tokola E. (2006). Perämeren rantalaidunten eläintuotos, rehuntuotantokyky ja rehun laatu. Teoksessa Huuskonen, A. (toim.) *LUMOLAIDUN. Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä*. Maa- ja elintarviketalous 79, 110–135.
- Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. (1995). Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. The Baltic Marine Biologists Publication No 18. *Acta Botanica Fennica* 155.
- Novoa, R. & Loomis, R.S. (1981). Nitrogen and Plant Production. *Plant and Soil* 58, 177–204. https://doi.org/10.1007/978-94-015-0861-2_7.
- Oikarinen, E., Peltola, R. & Valtonen, E. (2015). Regional variation in the elasticity of supply of housing, and its determinants: The case of a small sparsely populated country. *Regional Science and Urban Economics* 50, 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2014.10.004>.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B.R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T.,... & Zai-ko, A. (2010). Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 5(9), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012467>.
- Olsen, Y.S., Dausse, A., Garbutt, A., Ford, H., Thomas, D.N. & Jones, D.L. (2011). Cattle grazing drives nitrogen and carbon cycling in a temperate salt marsh. *Soil Biology & Biochemistry* 43(3), 531–541. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.018>.

- Orlandi, M., Escudero-Casao, M. & Giulia, L. (2021). Nucleophilicity Prediction via Multivariate Linear Regression Analysis. *The Journal of Organic Chemistry* 86(4), 3555–3564. <https://doi.org/10.1021/acs.joc.0c02952>.
- Page, M., Goldhammer, T., Hilt, S., Tolentino, S. & Brothers, S. (2022). Filamentous Algae Blooms in a Large, Clear-Water Lake: Potential Drivers and Reduced Benthic Primary Production. *Water* 14(13), 1–15. <https://doi.org/10.3390/w14132136>.
- Parmar, T.K., Rawtani, D. & Agrawal, Y.K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9(2), 110–118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>.
- Perbiche-Neves, G., Saito, V.S., Previattelli, D., da Rocha, C.E.F. & Nogueira, M.G. (2016). Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? *Ecological Indicators* 70, 340–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.028>.
- Pessa, J. (2001). Oulunsalon Akionlahti. Teoksessa Pessa, J., Piispanen, J., Timonen, S. & Kantola, L. (toim.) *Pohjois-Pohjanmaan lintutorniopas*, 56–57. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu.
- Pessa, J. (2021). *Perämeren rantaniittyjen hoito – kansainvälisesti tärkeää toimintaa*. Webinaari, Yhteistyöllä tuloksia Perämeren rantaniittyjen hoidossa, ProAgria Oulu 27.1.2021. https://www.proagriaoulu.fi/files/pohjoisen-maisemahelmet/perameren_rantaniittyjen_hoito_jorma_pessa_27_01_2021.pdf.
- Pihlajamäki, M. & Tynkkynen, N. (2011). The Challenge of Bridging Science and Policy in the Baltic Sea Eutrophication Governance in Finland: The perspective of Science. *Ambio* 40(2), 191–199. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0130-4>.
- Pitkänen H., Lehtoranta, J. & Räike, A. (2001). Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: The case of the estuarial Gulf of Finland. *Ambio* 30(4), 195–201. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.4.195>.
- Pitkänen, H. & Räike, A. (2004). Kuormitus vesiin eri lähteistä. Teoksessa Pitkänen, H. (toim.) *Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituuhannen vaihteessa, Suomen Itämeren suojeluohjelman taustaselvitykset*. Suomen ympäristö 669, 46–49.

- Pitkänen, H., Kauppila, P. & Kiirikki, M. (2004). Rannikko- ja avomerialueiden tila. Teoksessa Pitkänen, H. (toim.) *Rannikko- ja avomerialueiden tila vuosituuhannen vaihteessa, Suomen Itämeren suojeleuohjelman taustaselvitykset*. Suomen ympäristö 669, 10–11.
- Poikolainen, J., Kubin, E., Piispanen, J. & Karhu, J. (2004). Atmospheric heavy metal deposition during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *The Science of the Total Environment* 318(1), 171–185. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(03\)00396-6](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00396-6).
- Postel, L., Fock, H. & Hagen, W. Biomass and abundance (2000). Teoksessa Harris, R., Lenz, J., Huntley, M., Wiebe, P. & Skjoldal, H.R. (toim.) *ICES Zooplankton Methodology Manual*. Academic Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-327645-2.X5000-2>.
- Pursiainen, A., Veneranta, L., Kuningas, S., Saarinen, A. & Kallasvuo, M. (2021). The more sheltered, the better – Coastal bays and lagoons are important reproduction habitats for pike in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 259, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107477>.
- Pykälä, J. (2000). Mitigating Human Effects on European Biodiversity through Traditional Animal Husbandry. *Conservation Biology* 14(3), 705–712. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99119.x>.
- Pykälä, J. (2007). Laidunnuksen ja niiton vaikutukset merenrantaniittyjen kasvilajikoostumukseen. Teoksessa Ikonen, I. & Hagelberg, E. (toim.) *Ruovikot ja merenrantaniityt: Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta*. Suomen ympäristö 37, 59–63.
- Qin, B., Gao, G., Zhu, G., Zhang, Y., Song, Y., Tang, X.,...& Deng, J. (2013). Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin* 58(9), 961–970. <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5560-x>.
- Quinino, R.C., Reis, E.A. & Bessegato, L.F. (2012). Using the coefficient of determination R² to test the significance of multiple linear regression. *Teaching Statistics* 35(2), 1–5. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9639.2012.00525.x>.
- Rabalais, N.N. (2002). Nitrogen in Aquatic Ecosystems. *Ambio* 31(2), 102–112. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.102>.

- Riihimäki, J. & Hellsten, S. (2016). *Uposkasvillisuuden biomassan arviointi*. Ohjausryhmän kokous, Taivalkoski, 1.12.2016.
<https://www.syke.fi/download/noname/%7B56B36FDA-6B65-4D32-8D86-4EDD187AC108%7D/124869>.
- Rintala, T. & Ahlroth, P. (2007). Matsalun merenrantaniittyjen luteista ja muista hyönteisistä. Teoksessa Ikonen, I. & Hagelberg, E. (toim.) *Ruovikot ja merenrantaniityt, Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virostä*. Suomen ympäristö 37, 42–45.
- Roos, M. & Åström, M. (2005). Hydrochemistry of rivers in an acid sulphate soil hotspot area in western Finland. *Agricultural and Food Science* 14, 24–33.
<https://doi.org/10.2137/1459606054224075>.
- Ruhling A, Tyler G. (1968). An ecological approach to the lead problem. *Botaniska Notiser* 122, 248–342.
- Ruttenberg, K.C. (2001). Phosphorus Cycle. *Encyclopedia of Ocean Sciences* 4(2), 401–412.
<https://doi.org/10.1016/b978-012374473-9.00277-0>.
- Ruuskanen, A. (2019). *Rihmalevien runsauden havainnointi Uudenmaan saaristossa elokuussa 2018, vesikasvillisuus veden ravinteisuuden ilmentäjänä*. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Raportteja 9. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-314-767-6>.
- Räike, A. & Knuutila, S. (2018). Ravinnekuormitus Itämereen. Teoksessa Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebon, J. (2018). (toim.) *Suomen meriympäristön tila*. SYKE:n julkaisuja 4, 74–83.
- Rönnerberg, C. & Bonsdorff, E. (2004). Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia* 514: 227–241. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0920-0_21.
- Rönnerberg, C. (2001). *Effects and consequences of eutrophication in the Baltic Sea – specific patterns in different regions*. Licentiate thesis. Åbo Akademi University.
- Sadetilastot* (2023). Ilmatieteen laitos, Helsinki. 22.2.2023.
<https://www.ilmatieteenlaitos.fi/1991-2020-sadetilastot>.
- Salo, T. & Salovius-Laurén, S. (2022). Green algae as bioindicators for long-term nutrient pollution along a coastal eutrophication gradient. *Ecological Indicators* 140, 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109034>.

- Saunders, D.L. & Kalff, J. (2001). Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443, 205–212. <https://doi.org/10.1023/A:1017506914063>.
- Schulman, A., Alanen, A., Hæggström, C-A., Huhta, A-P., Jantunen, J., Kekäläinen, H.,...& Vainio, M. (2008). Perinnebiotoopit. Teoksessa Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Osa 2, Luontotyyppien kuvaukset*. Suomen ympäristö 8, 397–466.
- Seifert, T. & Kayser, B. (1995). A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea, Meereswiss. *Warnemünde* 9, 73–88.
- Setianto, A. & Triandini, T. (2013). Comparison of Kriging and Inverse Distance Weighted (IDW) Interpolation Methods in Lineament Extraction and Analysis. *Journal of Southeast Asian Applied Geology* 5(1), 21–29. <https://doi.org/10.22146/jag.7204>.
- Setälä, J., Kankainen, M., Vielma, J., Niukko, J., Pitkämäki, A., Saario, M.,...& Tommila, P. (2016). *Itämerirehua kotimaisista kalavirroista*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 28/2016. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-242-3>.
- Shen, Z., Liao, Q., Hong, Q. & Gong, Y. (2012). An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. *Separation and Purification Technology* 84, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.01.018>.
- Sillanpää, N. (2007). *Pollution Loading from A Developing Urban Catchment in Southern Finland*. 11th International Conference on Diffuse Pollution - 1st Joint Meeting of IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups - August 26 to 31, 2007 - Belo HorizonteMG – Brazil.
- Silvennoinen, H., Liikanen, A., Rintala, J. & Martikainen, P.J. (2008). Greenhouse gas fluxes from the eutrophic Temmesjoki River and its Estuary in the Liminganlahti Bay (the Baltic Sea). *Biochemistry* 90(2), 193–208. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9244-1>.
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: a Global Problem. *Environmental Science and Pollution Research International* 10(2), 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>.
- Soomere, T. & Seevallik, S. (2003). Directional and extreme wind properties in the Gulf of Finland. Teoksessa Aben, H. & Kuurnitsi, V. (toim) *Engineering*. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences 9(2), 73–90. <https://doi.org/10.3176/eng.2003.2.01>.

- Su, X., Yan, X. & Tsai, C-L. (2012). Linear regression. *WIREs Computational Statistics* 4(3), 275–294. <https://doi.org/10.1002/wics.1198>.
- Suomela, J., Korpinen, S., Laamanen, M. & Bruun, J-E. (2018). Miten meren tilaa arvioidaan? Teoksessa Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom, J. (2018). (toim.) *Suomen meriympäristön tila*. SYKE:n julkaisuja 4, 62–67.
- Suomi, J., Hjort, J. & Käyhkö, J. (2012). Effects of scale on modelling the urban heat island in Turku, SW Finland. *Climate Research* 55(2), 105–118. <https://doi.org/10.3354/cr01123>.
- Sureiman, O. & Mangera, C. (2020). F-test of overall significance in regression analysis simplified. *Journal of the Practice of Cardiovascular Sciences* 6(2), 116–122. https://doi.org/10.4103/jpcs.jpcs_18_20.
- Tadesse, S., Enqueselassie, F. & Gebreyesus, S. H. (2018). Estimating the spatial risk of tuberculosis distribution in Gurage zone, southern Ethiopia: a geostatistical kriging approach. *BMC Public Health* 18(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s12889-018-5711-3>.
- Tattari, S., Koskiaho, J., Kosunen, M., Lepistö, A., Linjama, J. & Puustinen, M. (2017). Nutrient loads from agricultural and forested areas in Finland from 1981 up to 2010 – can the efficiency of undertaken water protection measures seen? *Environmental Monitoring and Assessment* 189(3), 1–25. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5791-z>.
- Teppo, A., Bonde, A., Koivisto, A-M., Nikolajev-Wikström Leena, Petäjä-Ronkainen, A., Westberg, V.,...& Viitaniemi, K. (2022). *Vesienhoidon toimenpideohjelma 2022–2027: Etelä-Pohjanmaa, Pohjanmaa ja Keski-Pohjanmaa*. Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, Raportteja 41. https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/185135/Raportteja%2041%202022_1105.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- Toivonen, J. & Österholm, P. (2011). Characterization of acid sulfate soils and assessing their impact on a humid boreal lake. *Journal of Geochemical Exploration* 110(2), 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.04.003>.
- Tolkinen, M., Marttila, H., Saukkoriipi, J., Martinmäki, K., Tammela, S., Tertsunen, J.,...& Klöve, B. (2014). pH-levels in intensively drained and peatland-dominated river basin: Paleolimnological approach to detect impacts of past land use. *Ecological Engineering* 64, 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.042>.

- Turtola, E. & Jaakkola, A. (1995). Loss of phosphorus by surface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica: Section B, Soil and Plant Science* 45(3), 159–165. <https://doi.org/10.1080/09064719509413099>.
- U.S. EPA. (2003). *National Management Measures for the Control of Non-point Pollution from Agriculture*. EPA-841-B-03-004, US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Uusitalo, L., Alenius, P., Roiha, P. & Lehtoranta, J. (2018). Suomen meriympäristön fysikaaliset ominaispiirteet. Teoksessa Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekeboom, J. (2018). (toim.) *Suomen meriympäristön tila*. SYKE:n julkaisuja 4, 28–33.
- Uyanto, S.S. (2020). Power Comparisons of Five Most Commonly Used Autocorrelation Tests. *Pakistan Journal of Statistics and Operation Research* 16(1), 119–130. <https://doi.org/10.18187/pjsor.v16i1.2691>.
- Vadeboncoeur, Y., Moore, M.V., Stewart, S.D., Chandra, S., Atkins, K.S., Baron, J.S.,...& Yamamuro, M. (2021). Blue Waters, Green Bottoms: Benthic Filamentous Algal Blooms Are an Emerging Threat to Clear Lakes Worldwide. *BioScience* 71(10), 1011–1027. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab049>.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. (2001). *Suomen perinnebiotoopit: Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti*. Suomen ympäristö 527. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/40675/SY_527.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- van Diggelen, J.M.H., Lamers, L.P.M., Loermans, J.H.T., Rip, W.J. & Smolders, A.J.P. (2020). Towards more sustainable hydrological management and land use of drained coastal peatlands – A biogeochemical balancing act. *Mires and Peat* 26, 1–12.
- Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma VELMU. (2022). Menetelmäohjeistus pohjan biotooppikartoitukseen 2022, Versio 14.02.2022. Ympäristöhallinto. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/VELMU/Menetelmat_ja_tulokset.
- Virtanen, E.A., Viitasalo, M., Lappalainen, J. & Moilanen, A. (2018). Evaluation, Gap Analysis, and Potential Expansion of the Finnish Marine Protected Area Network. *Frontiers in Marine Science* 5, 1–19. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00402>.

- Voipio, A. (1981). *The Baltic Sea*. Elsevier Oceanography Series 30.
- Hair, J. F., Jr., Black, W. C., Babin, B. J. & Anderson, R. E. (2014). *Multivariate data analysis*. 7. p. Pearson Education Limited, Harlow.
- Vorne, V., Patrikainen, L., Kovero, M., Virtanen, Y., Verta, M., Lice, E.,... & Aan, A. (2012). Food choices and environmental responsibility – protect the Baltic Sea. *Suomen Maataloustieteellisen Seuran Tiedote* 28, 1–6. <https://doi.org/10.33354/smst.75669>.
- Wallentinus, I. (1984). Comparison of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80(2), 215–225. <https://doi.org/10.1007/bf02180189>.
- Wallentinus, I., Kautsky, N. & Jansson, B-O. (1985). *Competition for nutrients between macroalgal epiphytes and their host plants (Abstract)*. Proc 20th EMBS. Symposium, Hirtshals, Denmark. Sept.
- Wu, Y. & Chen, J. (2013). Investigating the effects of point source and nonpoint source pollution on the water quality of the East River (Dongjiang) in South China. *Ecological Indicators* 32, 294–304. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.002>.
- Yli-Halla, M., Virtanen, S., Regina, K., Österholm, P. Ehnvall, B. & Uusi-Kämpä, J. (2020). Nitrogen stocks and flows in an acid sulfate soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 192(12), 1–20. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08697-1>.
- Zhai, S., Yang, L. & Hu, W. (2009). Observations of Atmospheric Nitrogen and Phosphorus Deposition During the Period of Algal Bloom Formation in Northern Lake Taihu, China. *Environmental Management* 44(3), 542–551. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9334-4>.
- Zhang, W., Shen, H., Zhang, J., Yu, J., Xie, P. & Chen, J. (2020). Physiological differences between free-floating and periphytic filamentous algae, and specific submerged macrophytes induce proliferation of filamentous algae: A novel implication for lake restoration. *Chemosphere* 239, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124702>.

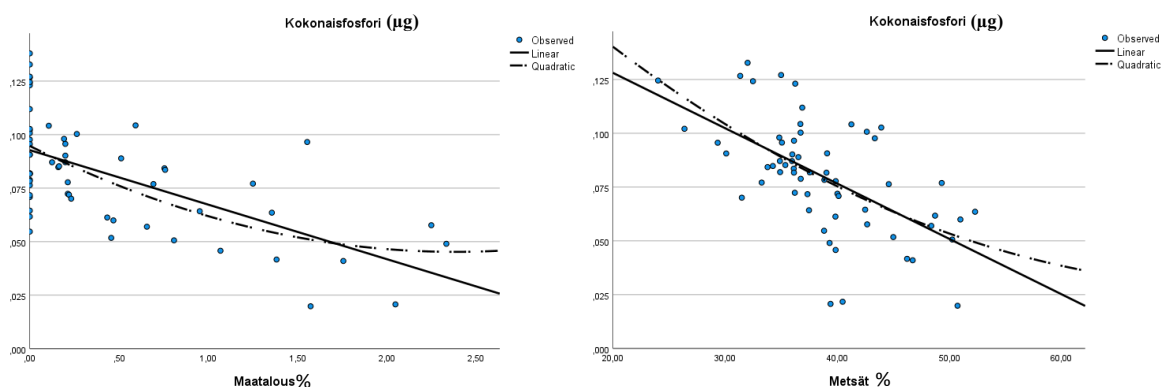
Liitteet

Liite 1. Vedenlaatu­näyte­pisteet ja niiden etäisyydet rantaviivasta.

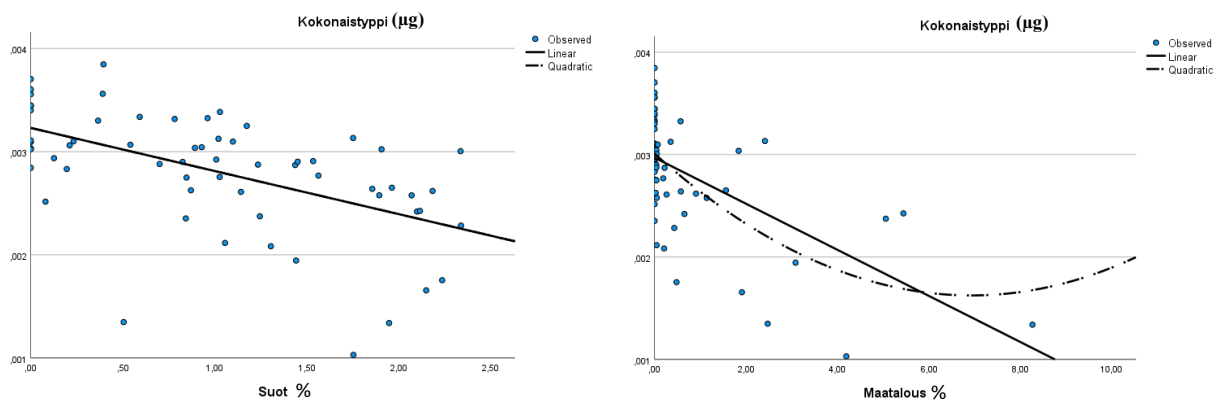
Numero	Näyte­piste	Etäisyys rantaviivasta (km)
1	<i>Akionlahti 2</i>	0
2	<i>Hailuodon ed int.asema</i>	6,20
3	<i>Haukiputaan ed OUVY-7</i>	5,22
4	<i>Haukiputaan edust 1 KIE1</i>	0,33
5	<i>Haukiputaan edusta KIE12</i>	2,11
6	<i>Hätälä P2</i>	0,09
7	<i>Iin ed OUVY-11</i>	16,87
8	<i>Iin edusta Iijokisuu 20a</i>	2,72
9	<i>Ka-2 Kalajoen edusta</i>	4,07
10	<i>Kalajoen edusta</i>	1,35
11	<i>Kalajoen edusta H 14</i>	0,65
12	<i>Kallan edusta RE2</i>	4,52
13	<i>Kempeleenlahti OE49</i>	1,47
14	<i>Kolmikulma OUVY5</i>	4,05
15	<i>Kotakari OE92</i>	5,17
16	<i>Kropsu OE93</i>	3,73
17	<i>Kuivaniemen ed KU1</i>	0,39
18	<i>Kuivaniemen ed KU5</i>	0,12
19	<i>Kuivaniemen ed KU9</i>	2,48
20	<i>Kuivaniemen ed OUVY-8</i>	2,03
21	<i>Kuivaniemi P10</i>	1,41
22	<i>Kuivaniemi P18</i>	2,60
23	<i>Kuljunlahti syvä­ne</i>	0
24	<i>Laiva Me5</i>	1,47
25	<i>Laiva Me8</i>	0,84
26	<i>Le-2 Himangan edusta</i>	3,78
27	<i>Letto, luoteis­puoli HP2</i>	0,26
28	<i>Liminganlahti 12</i>	2,17
29	<i>Liminganlahti 21</i>	0,98
30	<i>Luodonselkä OE85</i>	5,05
31	<i>Mustalahti 1</i>	0,04
32	<i>Mustalahti 2</i>	0,14
33	<i>Mustalahti 3</i>	0,23
34	<i>Nimetön Haukip edus OE80</i>	7,96
35	<i>Nuottasaaren edusta OE44</i>	0,22
36	<i>Oulonselkä OE2</i>	2,31
37	<i>P1 Oja purkupu­tken suulla</i>	0,01
38	<i>P2 Merivartion­tien silta</i>	0
39	<i>P3 Mustalahti sisä</i>	0,09
40	<i>P4 Mustalahti ulko</i>	0,39
41	<i>P5 Kalasatama</i>	0,04
42	<i>Pattijoen edusta RE7</i>	1,33
43	<i>Pauhalahti 1</i>	0,07
44	<i>Pauhalahti 2</i>	0,13
45	<i>Pauhalahti 3</i>	0,02

46	<i>Pengertien pohjoispuoli OE57</i>	3,76
47	<i>Piispanleiton edusta OE47</i>	0,88
48	<i>Preiskari RE3</i>	0,87
49	<i>Preiskari RE4</i>	2,00
50	<i>Pyhäjoki edusta PP1</i>	2,43
51	<i>PYHÄJOKI EDUSTA PP2</i>	0,79
52	<i>PYHÄJOKI EDUSTA PP3</i>	0,62
53	<i>Pyhäjoki edusta PP4</i>	2,03
54	<i>PYHÄJOKI EDUSTA PP5</i>	3,73
55	<i>Pyhäjoki edusta PP6</i>	1,19
56	<i>Raahen ed re 13</i>	0,53
57	<i>Raahen ed RE15</i>	0,95
58	<i>Raahen edusta RE22</i>	2,48
59	<i>Raahen kaupungin ed RE9</i>	0,41
60	<i>Rahjan ed P2</i>	0,27
61	<i>Santosen eteläpuoli OE90</i>	2,27
62	<i>Santosen pohj puoli OE60</i>	1,36
63	<i>Selkämatala RE17</i>	1,57
64	<i>Siikajoen ed 3</i>	2,90
65	<i>Siikajoen ed OUVY-3</i>	4,73
66	<i>Siniluoto silta</i>	0
67	<i>Toppilansalmen edus OE39</i>	0,48
68	<i>Virpiniemen edusta OE56</i>	0,61
69	<i>Välimatala OE59</i>	2,74

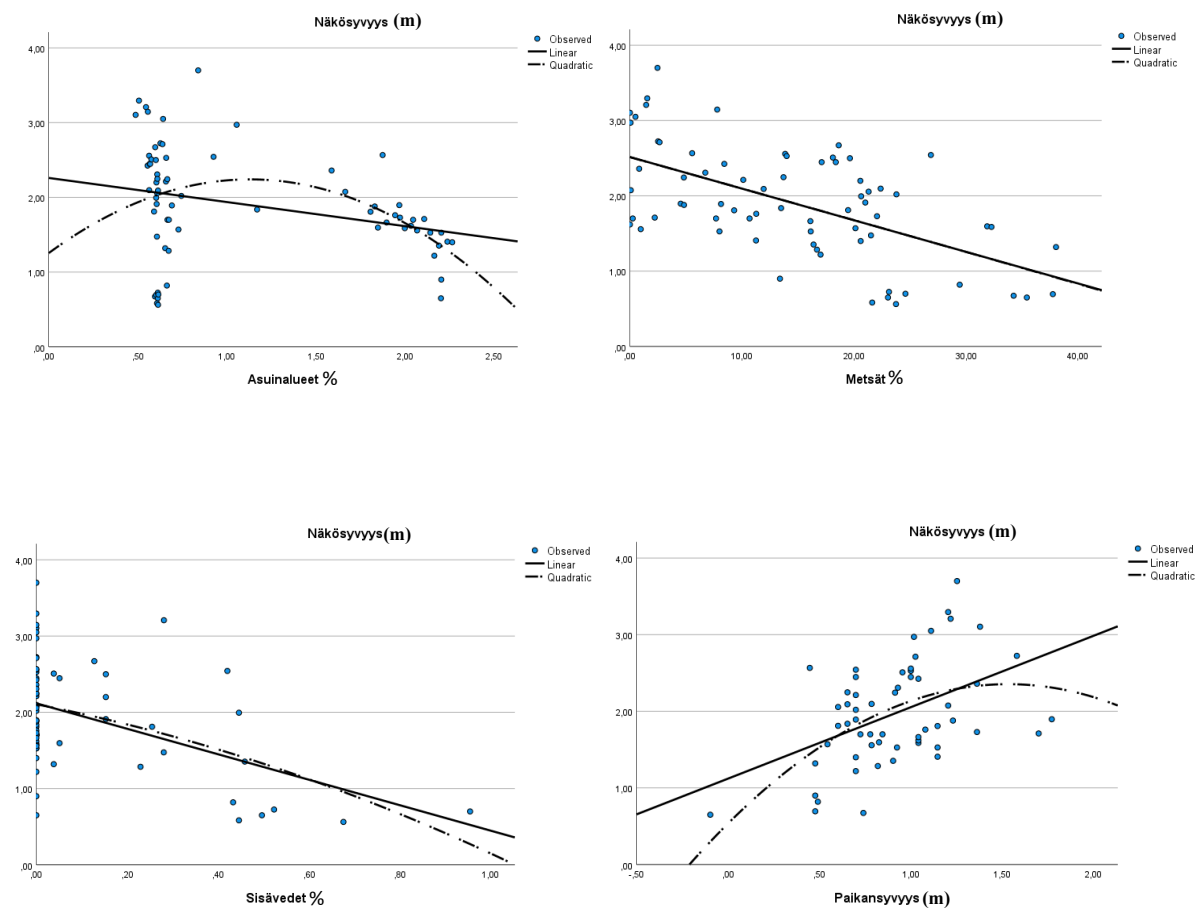
Liite 2. Vedenlaatu- ja ympäristömuuttujien lineaaristen regressiomallien tärkeimpien selittävien muuttujien hajontakuviot.



Kuva 1. Kokonaisfosforipitoisuuden (µg) ja tärkeimpien selittävien muuttujien (%) hajontakuviot. Kuvaajissa esitettyä sekä lineaarinen että käyräviivainen vastekäyrä.

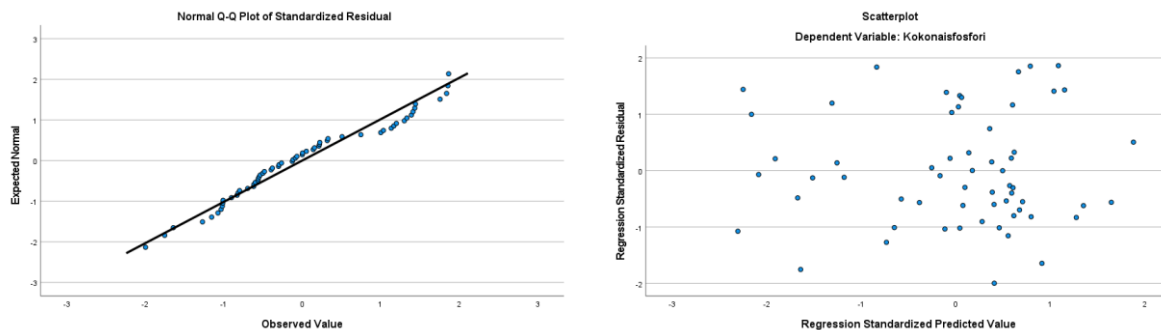


Kuva 2. Kokonaistyyppipitoisuuden (μg) ja tärkeimpien selittävien muuttujien (%) hajontakuviot. Kuvaajissa esitettyä sekä lineaarinen että käyräviivainen vastekäyrä.

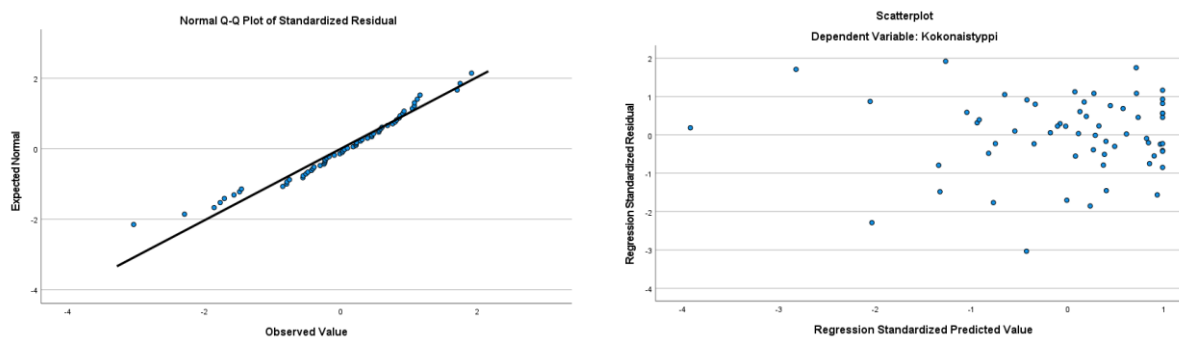


Kuva 3. Näkösyyvyyden (m) ja tärkeimpien selittävien muuttujien hajontakuviot. Kuvaajissa esitettyä sekä lineaarinen että käyräviivainen vastekäyrä.

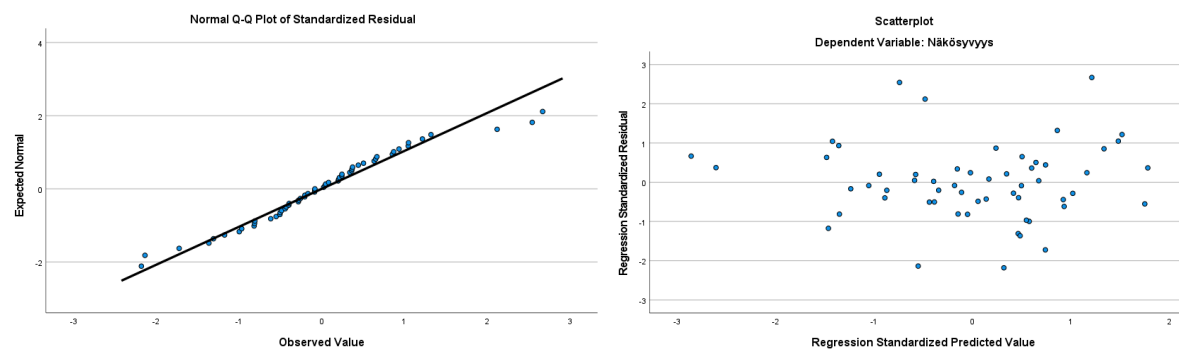
Liite 3. Vedenlaatumuuttujien ja ympäristömuuttujien lineaaristen regressiomallien residuaalikuvaajat.



Kuva 4. Kokonaisfosforin lineaarisen regressiomallin residuaalikuvaajat.



Kuva 5. Kokonaistypen lineaarisen regressiomallin residuaalikuvaajat.



Kuva 6. Näkösyvyyden lineaarisen regressiomallin residuaalikuvaajat.