

TARTU ÜLIKOOL

ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT

ZOOLOOGIA OSAKOND

HÜDROBIOLOOGIA ÕPPETOOL

Taavi Porkveli

**MEREKAITSEALADE VÕRGUSTIKU LOOMISE ALUSED JA
RAHVUSVAHELINE KOOSTÖÖ LÄÄNEMERE
TINGIMUSTES**

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Tiia Möller

TARTU 2013

Sisukord

Sissejuhatus	3
1 Merekaitsealad	4
1.1. Ajalugu ja merekaitsealade vajadus	4
1.2. Mõiste ja aspektid merekaitsealade loomisel	5
2. Sinised koridorid ja merekaitsealade võrgustikud	8
2.2. Merekaitsealade võrgustike olulisus.....	10
2.3. Merekaitsealade valik sõltuvalt ühendatusest ja elupaiga omadustest	11
3. Kaitsealad Läänemeres.....	14
3.1. Läänemere lühiiseloostus	14
3.2. Merekaitse korraldamine Läänemeres	16
3.2.1. Väärtuslikud merepõhja elupaigad Läänemeres	18
3.2.2. HELCOM.....	20
3.3. Merekaitsealad Läänemeres	21
Kokkuvõte	23
Summary	24
Tänuavaldus	25
Kasutatud kirjandus.....	26

Sissejuhatus

Merekeskkond tervikuna on oma elustiku ja seal toimuvate keeruliste protsesside tõttu väga mitmekesine ja inim mõistusele paljuski veel mõistatuslik. Läbi aegade on rohkem tähelepanu pööratud maismaale ning merekeskkond ja selle elustik on tahaplaanile jäänud (Roberts et al., 2003).

Vaatamata merekeskkonna vähele uuritusele on mere kaitse vajaduse teadvustamine võtnud üha laiemaid mastaape. Järg-järgult hakatakse mõistma, kui suurel määral survestavad inimesed oma tegevusega mitte ainult maismaa biotoope, vaid ka merekeskkonda. Tõenäoliselt tuleneb kaitsevajadustest arusaamine peamiselt sellest, et looduslike elupaikade ja koosluste kurnamine ning loodusressursside vähenemine mõjutab üha enam ka inimest ennast.

Kaitse eesmärgiks on looduslikele ökosüsteemidele iseloomulike omaduste ja neid reguleerivate protsesside jätkusuutlik toimimine. Järjest olulisemaks vahendiks bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel, elupaikade kaitsmisel ja samuti ka kalanduse jätkusuutlikul majandamisel on tõusmas merekaitsealade moodustamine (Greenpeace, 2006) Sinised koridorid on olulised elupaikade ja bioloogilise mitmekesisust säilitamisel ja neid võetakse merekaitsealade võrgustike planeerimisel väga tõsiselt arvesse (ülevaade Martin et al., 2006).

Üks ohustatumatest veekogudest maailmas on Läänemeri ning inimeste poolt põhjustatud reostuskoormus ainult võimendab looduslike raskeid elutingimusi. Läänemeres ei ole küll palju liike, kuid seal elavate isendite arvukus ning biomass on väga suur. Tööstuse arenguga ja inimeste järjest suureneva huviga merekeskkonna vastu, ei ole praeguseks Läänemeres enam ühtegi inim mõjust vaba biotoopi. Kuidas korraldada efektiivset kaitset Läänemeres ja milliseid Läänemere spetsiifilisi omadusi tuleks merekaitsealasid luues arvesse võtta, on üks olulisemaid küsimusi.

Käesoleva töö eesmärk on anda lühiülevaade merekaitsega seonduvast, käsitlemist leiavad mitmed olulised aspektid merekaitsealade loomisel ja nende reguleerimisel. Lähemalt käsitlemist leiab merekaitsealade võrgustiku ning siniste koridoride temaatika. Põhjalikum ülevaade antakse Läänemere kaitse hetkeseisust ning eesmärkidest.

1 Merekaitsealad

1.1. Ajalugu ja merekaitsealade vajadus

19. sajandi lõpul hakkasid teadlased märkama merekeskkonnaga seotud muutusi. 1883. aastal juhtis inglise bioloog Thomas Huxley laiemalt tähelepanu sellele, et kalavarud on ammenduvad, kuid esialgu ei tehtud merekeskkonna kaitseks midagi otsustavat. Arvatavasti võis üks põhjus olla selles, et inimeste mõju merekeskkonnale ei olnud nii suur kui tänapäeval. Läbi aegade on arvatud, et meri on inimtegevuse suhtes küllaltki vastupidav ning suudab säilitada mitmekesisuse ja ajapikku taastuda (Sobel & Dahlgren, 2004). Kuid üha suureneva rahvaarvu kasvuga ja majandustegevuse intensiivistumisega maailmas on oluliselt tõusnud ka ookeanide ja teiste veekogude häiritus.

Vaatamata sellele, et maakera pindalast ligi 70% kuulub merede alla, said maismaa ökosüsteemid terve 20. sajandi vältel merealadega võrreldes palju suurema tähelepanu osaliseks (Roberts et al., 2003). Merekeskkonna kaitsmine muutus oluliseks alles eelmise sajandi teisest poolest ning kindlasti on merekeskkonna vähesel uuritavusel selles suur osa. Nüüdseks on seoses inimeste parema juurdepääsuga merekeskkonnale jõutud arusaamale, et mere kaitsmine on vähemalt sama oluline kui maismaa kaitsmine (Roberts et al., 2003). Seoses gaasitorude, tuuleparkide ja kaevanduste rajamisega häiritakse tugevalt põhjaelustikku ning nende elupaigad satuvad suurde ohtu. Samuti saab meri väga suurt koormust laevanduse, infrastruktuuri, puhkemajanduse jõudsa arenguga. Viimasel ajal on hakatud üha rohkem mõistma, et mereelustik on väga tundlik sellisele survele ja merekaitsealade loomine ja merekasutuse parem planeerimine on üks põhilisi vahendeid loodusliku mitmekesisuse säilitamiseks (Internet 1).

Bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks ja jätkusuutlikuks mere poolt pakutavate ressursside majandamiseks on alates 1974. aastast allkirjastatud mitmeid rahvusvahelisi ja riiklikke konventsioone ja poliitilisi raamdirektiive üle kogu maailma – Läänemere puhul näiteks Helsingi Komisjon. Antud dokumentide paljude nõudmiste seast on merekaitsealade loomine üks olulisemaid vahendeid kaitse reguleerimisel (Boedeker et al., 2010). Merealade kaitset korraldades peab arvestama puuduliku informatsiooniga nii merekeskkonnast kui loodusressursside seisundist. Merekeskkond on väga dünaamiline, kuid samas stabiilne, mille mõjutused on tihtipeale laiaulatuslikud (Internet 3).

Kuid veel praegugi on mere ökosüsteemide ja bioloogilise mitmesisuse kaitse mitu sammu maas maismaa kaitsest. 2003. aastal kuulus kaitse alla kõigest 0,5% maailma ookeanidest– maismaast kuulus siis kaitse alla 12% (sh arvestamata suurt kaitseala Antarktika mandril) (Boedeker et al, 2010). 2010. aasta seisuga oli merekaitsealasid juba 5880, mis on üle 150% rohkem kui 2003. aastal. Pindalaliselt on kaitse all ligi 4,2 miljonit km² merealasid. See on 1,17% kogu maailma merepinnast, kuid peamiselt asuvad merekaitsealad mandrilava piirkondades, hõlmates umbes 4,32% maailma šelfialadest. Mandrilavadest eemal on merekaitsealade esindatus kõigest 0,91% (Toropova et al., 2010).

1.2. Mõiste ja aspektid merekaitsealade loomisel

Merekaitseala (ingl k *marine protected area*) on definitsiooni järgi kaitseala, mis on loodud mõne mereosa ning selle elustiku ja elupaikade kaitseks (Masing, 1992). Merekaitsealad kujutavad endast keerulist bioloogilist ja ühiskondlikult olulist nähtust. Merekaitseala paremaks kavandamiseks peab kaitseala loomisel arvesse võtma asukohale iseloomulikke liike, elupaiku ja ökosüsteeme ning samuti nende kõigi laiemat jaotust (Sobel & Dahlgren, 2004).

Hoolimata suurusest ja mõningate eranditega, on merekaitsealadel täheldatud funktsionaalsete organismirühmade tiheduse, biomassi, individuaalse suuruse ja mitmekesisuse kasvu. Uringud näitavad, et koosluste mitmekesisus ja organismide keskmine suurus kaitsealade sees on 20-30% suurem kui aladel, mis ei ole kaitse all. Organismide tihedus on nendel aladel umbes kaks korda ning biomass isegi kuni 3 korda suurem. Sellised tulemused on suhteliselt täpsed hoolimata võimalikest vigadest erinevates uurimustes (Halpern, 2003).

Aspektid, millest merekaitsealasid luues lähtutakse, jagunevad peamiselt kolmeks: bioloogilised, majanduslikud ja sotsiaalsed. Käesolevas töös on rohkem tähelepanu pööratud bioloogilistele aspektidele. Sageli eelistatakse sotsiaalseid ja majanduslikke väärtusi bioloogilistele, kuid järk-järgult on kasvanud arusaam bioloogilise mitmekesisuse kaitse vajadustest ning tõenäoliselt on just see üks kaitse olulisemaid tegureid. Kui

inimesed suudavad säilitada looduslikud elupaigad looma-ja taimeliikidele, on ka meie enda elukeskkond puhtam ja jätkusuutlikum.

Merekaitsealad ja nende moodustamine on muutumas järjest olulisemaks vahendiks bioloogilise mitmekesisuse säilitamise, elupaikade kaitsmise ja samuti ka kalanduse seisukohalt. Merekaitseala võib täita erinevaid ülesandeid, alustades liikide kaitsmisest terves tema elupaigas või ökosüsteemis, lõpetades kindlate huvide või üksikute isendite kaitsega (Greenpeace, 2006). Samas on merekaitsealade loomisel täheldatud konflikti esinemist, mis seisneb looduskaitsete ja kalurite vahel (Klein et al., 2008). Esimete eesmärk on elustiku kaitse ning teiste soov enamasti kalastamisega elatist teenida. Kuid arvestades rahvaarvu jõudsat kasvu ja kalastamise populaarsust, ammenduksid tõenäoliselt kalavarud ilma kaitsealadeta mingil hetkel sootuks. Merekaitsealade üha laialdasema rajamisega üle maailma on tõusnud ka inimeste teadlikkus nende mõjude kohta merelistele liikidele, kooslustele ja ökosüsteemidele ning tõuseb ka edaspidi (Sobel & Dahlgren, 2004).

Inimeste mõjutused kõige produktiivsemates mere ökosüsteemides on viinud toiduahela ülemiste troofiliste tasemete süstemaatilisele arvukuse vähenemisele. Primaarproduktsooni kasutamisega on ohustatud kõige väärtuslikumad ja tähelepanuväärsemad mere megafauna liigid, samas on häiritud ka koosluste ja ökosüsteemide koosseis ja funktsioneerimine alustades vetikametsadest lõpetades korallrahudega (Roberts, et al., 2003). Seega on oluline piirata inimtegevuse mõju, millega rikutakse looduslikke toiduahelaid ka nendes piirkondades, kus näiliselt valitseb suur liigirikkus. Ehk ühe liigi ära kadumine võib tugevalt mõjutada teisi troofilisi tasemeid.

Põhimõtted, mille järgi valitakse merekaitsealaid jagunevad üldiselt kaheks. Esimene, struktuuri-põhine mudel lähtub elupaiga tüüpide esindatusest biogeograafilises regioonis. Teine, protsessi-põhine mudel lähtub kriitiliselt sellest, kuidas ökosüsteem funktsioneerib (Jones, 2001).

1) Struktuuripõhise mudeli iseloomustab põhimõte, et parem on luua ja edukalt majandada selliseid merekaitsealaid, mis ei pruugi vastata ideaalsetele ökoloogilistele tingimustele, kuid siiski täidavad püstitatud eesmärke kui luua

teoreetiliselt ideaalseid merekaitsealasid, mis ei täida edukalt oma eesmärki ja raiskavad tööle kulutatud ressursse. Vastavalt soovitatakse merekaitsealade valimisel ja nende loomise protsessi kaasata kohalikke elanikke võimalikult varajases staadiumis ja võimaldada neil tutvuda planeeritavate merekaitsealadega, et vältida potentsiaalseid ühiskondlikke probleeme. Ressursi kasutamise ja liigikaitse küsimusi ei saa eraldada, kuna merekaitsealade sisse on arvatud ka kaubanduslikult tähtsad liigid ja elupaigad. Seega võetakse majanduslikke ja sotsiaalseid faktoreid struktuuripõhise mudeli puhul laiemas ulatuses arvesse kui kohalikud inimesed saavad merekaitsealasid valida esialgsetest, teadlaste poolt kinnitatud nimekirjadest (Jones, 2001).

- 2) Protsessipõhise mudeli iseloomustab põhimõte, et merekaitsealade valimine peaks lähtuma teaduslikest uuringutest ökoloogiliselt kriitiliste alade kohta ja suunama kohalikke inimesi aksepteerima teaduslikult esmatähtsaid kaitsealasid (Jones, 2001). See mudel ei jäta otsustusprotsessis kohalikele inimestele suurt valikuvõimalust ning see võib viia ühiskondlike probleemideni. Kuid ökoloogilisest vaatenurgast on protsessipõhine mudel otstarbekam ning tulemuslikum.

Kui kahe, ökoloogilistelt väärtustelt võrdse, ala puhul tekib dilemma kumba paika kaitseala loomisel eelistada, otsustatakse see sotsiaalmajanduslike kriteeriumite põhjal. Kahjuks peetakse paljudel juhtudel sotsiaalmajanduslike tegureid samaväärseteks või antakse neile isegi suurem väärtus võrreldes ökoloogiliste aspektidega. Selline, bioloogiliselt kasina väärtusega alade valimine ei pruugi saavutada püstitatud kaitse eesmärgi (Roberts et al., 2003).

2. Sinised koridorid ja merekaitsealade võrgustikud

2.1. Siniste koridoride iseloomustus ja seotud mõisted

Sinised koridorid on käsitletavad kui meres esinevad ühenduskanalid või -teed, mis on olulised populatsioonidevahelisel liikumisel ning liikide ja koosluste levikumustri säilimise ja toimimise seisukohalt. Sinised koridorid võivad ühe võimalusena olla kujundatud bioloogiliste mehhanismide abil ning seega kirjeldavad võimalikku või valitud liikumisvõimeliste organismide teekonda. Teise variandina võivad olla kujundatud füüsikaliste teguritega, kus osa elustikust kantakse ühest kohast teise passiivselt, seda võivad teha näiteks hoovused või voolud (Martin, et al., 2006).

Samuti omavad sinised koridorid suurt tähtsust bioloogilise mitmekesisuse säilimise seisukohast. Maismaal on sama funktsiooniga ühenduskanalid või -teed tuntud kui rohelist koridorid (Primack et al., 2008).

Kuna üha enam kasvavate antropogeensete mõjutuste tagajärjel muutuvad looduslikud elupaigad pidevalt ning toimub looduslike elupaikade fragmenteerumine, on sinised koridorid üheks võtmekomponendiks elupaikade ja bioloogilise mitmekesisuse kaitsmisel. Elupaiga fragmenteerumine kahandab paljude liikide reproduktsioonivõimekust, liikuvust, ellujäämise võimalust ja populatsioonide suurust kogu maakeral (Martin, et al., 2006).

Tänu erinevate organismide liikumisteede lihtsamaks muutmisele suudavad sinised koridorid tõsta elurikkust nendes elupaikades, kus on näiteks fragmenteerumise tagajärjel oht osapopulatsiooni väljasuremisele. Sellega vähendavad sinised koridorid oluliselt väikeste populatsioonide väljasuremismäära (Hilty et al., 2006).

Väga oluline aspekt, mõistmaks erinevate liikide elupaikade eelistusi ja populatsioonide vahelisi liikumisi, on ühendatus (ing k *connectivity*) populatsioonide vahel, mis näitab, kui efektiivselt toimub populatsioonidevaheline liikumine siniste koridoride abil. Ühendatus jagatakse vastavalt sellele efektiivsusele nelja kategooriasse (Martin et al., 2006):

- Tugev, kui populatsioonidevaheline liikumine suudab tõhusalt ära hoida kohaliku populatsiooni häirituse või alampopulatsiooni väljasuremise.
- Keskmine, kui populatsioonid taastuvad piisava aja jooksul pärast alampopulatsioonide väljasuremist.
- Nõrk, kui kohaliku alampopulatsiooni arengudünaamika ei seostu ega ole mõjutatud regionaalse populatsiooni dünaamikaga ja taastumine võtab pärast väljasuremisi kaua aega.
- Ei eksisteeri, kui kujuneb endemism ehk piiratud levik.

Ühendatuse määr biotiliste koosluste levikumustris sõltub perspektiividest, mida tahetakse saavutada. Samuti erinevate organismide võimetest liikuda ühest kohast teise ja motivatsioonist hüljata kodupaik. Ühendatuse säilitamine ja taastamine tähendab sageli loodusliku elupaiga eest hoolitsemist või selle laiendamist, mis peaks suurendama liigirikkust (Hilty et al., 2006).

Ühendatuse puhul on väga oluline ruumiline, aga ka ajaline levikumuster, mille põhjal saab hinnata populatsiooni dünaamikat. Paljude rannikumere liikide puhul on täheldatud kõige enam vastsestaadiumis olevate isendite levimist (ing k *larval dispersal*), mistõttu pööratakse enam tähelepanu varases elustaadiumis isendite jälgimisele ning protsessidele, mis nende levimist mere ökosüsteemides mõjutavad. Tegurid, mis levikut mõjutavad, on oma olemuselt biofüüsikalised. Bioloogiliste teguritena käsitletakse protsesse, mis mõjutavad järglaste produtseerimist, kasvu, arengut ja ellujäämist; füüsikalised protsessid mõjutavad levikut vee tsirkulatsiooniga kaasneva adveksiooni ja difusiooni kaudu; biofüüsikalised tegurid on vastastikmõjud erinevate iseärasustega isendite ja pidevalt muutuvate keskkonnatingimuste vahel (Cowen & Sponaugle, 2009). Merekeskkonnas on hõljumi levimine kontrollitud peamiselt vee tsirkulatsiooniga, kuid kindlaks tehtud levikumustrid võivad olla mõjutatud ka vertikaalsete mõjutuste ja varieeruvate suremuse riskide poolt erinevates piirkondades (Paris et al., 2007; Cowen & Sponaugle, 2009).

Vastavalt sellele, kui hea või halb ühendatus teatud piirkondade või liikide vahel on, saame paremini planeerida merekaitsealasid ja kõike sellega seonduvat. Sinised koridorid suudavad vähendada liikide kadumise määra, kuid seda ainult keskmise suurusega fragmentidel, sest erinevate liikide puhul on liikumine liigispetsiifiline ja pinna järjepidev muutumine mõjutab oluliselt liigirikkust (Martin et al., 2006).

2.2. Merekaitsealade võrgustike olulisus

Isoleeritud kaitsealad ei suuda tihtipeale pikaajaliselt säilitada bioloogilist mitmekesisust ning seepärast on vajalik luua kaitsealade võrgustik, mis ühendab nii olemasolevad kui loodavad kaitsealad (Roberts, 1997). Kui spetsiifilise kaitsealaga ühenduses olevad paigad on ohustatud, võib vastava ala kaitsmine osutuda ebaefektiivseks juba seetõttu, et kaitstavalt alalt liiguvad organismid erinevate vajaduste rahuldamiseks - toitumine, paaritumine jne - ohustatud või mittekaitstud suurema riskiga piirkonda. Kaitsealade loomisel peab arvestama liigispetsiifiliste mõjudega elupaikade hülgamisel ja fragmenteerumisel koos elupaikade liigilise koosseisuga. Tuginedes nendele suhetele on oluline üles märkida kohalike liikide esinemise tõenäosus. Kaitsealade võrgustikud on selle tulemusena võimelised esindama kõiki liike (Martin et al., 2006).

Kaitsealade võrgustikud, kus inimtegevus on täielikult keelatud (ing k *no-take reserves*), aitavad vähendada kaaspüügi, vette tagasilaskmise ja röövpüügi käigus ohtu sattunud liikide suremust, vähendada kalapüügivarustusega tekitatud elupaikade kahjustusi ning tõsta haruldaste ja pikaajaliselt taastuvate elupaikade püsijäämise tõenäosust (Murray et al., 1999).

Üks kõige levinumaid eesmärgi merekaitsealade ja nende võrgustike rajamisel on säilitada ökosüsteemile iseloomulikud omadused ja seda reguleerivate protsesside toimimine. Kaitsealade võrgustikud on efektiivsemad bioloogilise mitmekesisuse kaitsmisel erinevate tasemete puhul. Merekaitsealade võrgustikud suudavad vähendada ohustatud liikide kadumismäära, taastada populatsioonide suurust ja koosluste mitmekesisust elupaikades, kus halvenenud elutingimused on viinud vastava elupaiga hülgamisele kohalike liikide poolt (Sobel & Dahlgren, 2004).

Merekaitsealade võrgustikud suudavad võrreldes üksikute kaitsealadega paremini kaitsta eksploateerimise käigus kurnatud ökoloogilisi protsesse. Potentsiaalsed kasutegurid on võtmeliikide rohkuse säilitamine, ökosüsteemi vastupidavuse suurendamine erinevate stressifaktorite suhtes, mida püütakse saavutada häiringute minimaliseerimisega, toiduahela ja troofiliste struktuuride säilitamine ning looduslike protsesside jätkusuutlikkus. Samas üritatakse säilitada ka kvaliteetseid toitumisalasid kaladele, mis takistab eluslooduse suhtes hoolimatute majandustegevuste arendamist (Sobel & Dahlgren, 2004).

Lisaks majanduslikele ja sotsiaalsetele probleemidele kujutab ka kliimasoojenemine endast uut ja väga tõsist ohtu merekeskkonna ökosüsteemidele. Kliimamuutused tõstatavad uusi küsimusi efektiivsete merekaitsealade loomisel, kuid kirjanduses on seda probleemi võrreldes sotsiaalsete, majanduslike ja bioloogiliste kriteeriumitega suhteliselt vähe käsitletud (McLeod et al, 2008).

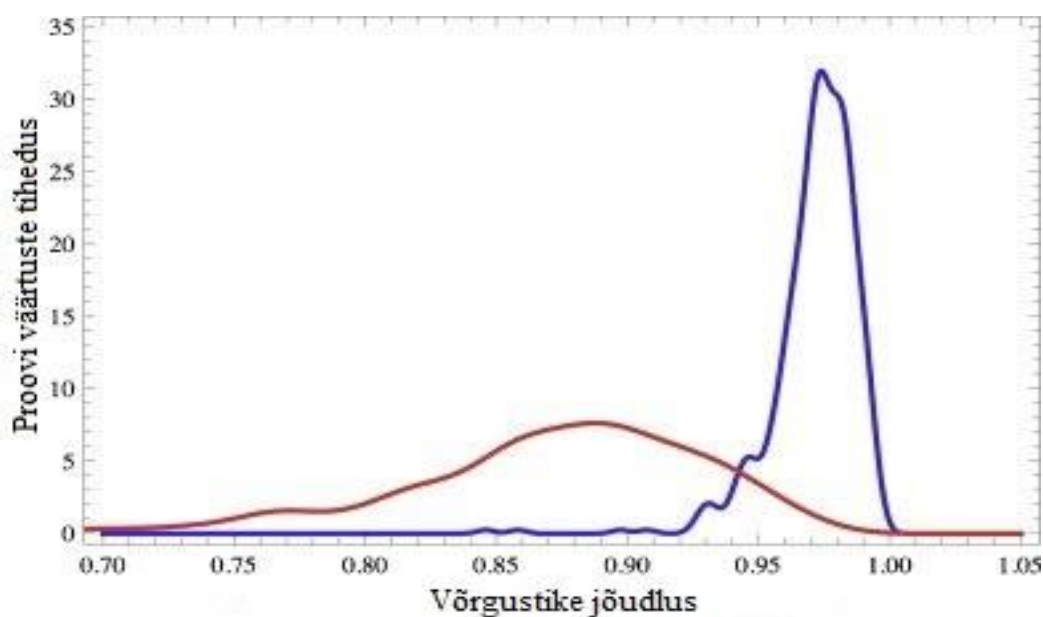
Ideaalset ja üheselt kindlaksmääratud merekaitsealade suurust ei ole olemas. See peaks olema määratud iga merekaitseala spetsiifilise eesmärgi põhjal, mida tahetakse saavutada ja millised on liigid ning elupaigad, mida soovitakse kaitsta. Väikesed kaitsealad, mille suurus on alla 1 km², võivad olla tõhusad kindlate kriitiliste elupaikade kaitsmisel, kuid on täieliku bioloogilise mitmekesisuse kaitsmisel ebapiisavad. Võrreldes suuremate aladega on neid ka lihtsam rakendada ja jälgida. Suuremad merekaitsealad suudavad paremini tagada geneetilise mitmekesisuse, kuna nad kaitsevad suuremaid populatsioone, mis produtseerivad rohkem järglasi. Kuid kõige efektiivsemad on merekaitsealade võrgustikud, kus üksikud merekaitsealad vastavad minimaalsetele suuruse nõudmistele ja on reguleeritud laiemal raamistikuga. Selline raamistik peaks sisaldama suurt, mitmeotstarbelist kaitseala nii kalavarude jätkusuutlikuks majandamiseks kui ka bioloogilise mitmekesisuse kaitseks. 20-30 km diameetriga merekaitsealad on piisavalt suured, et kaitsta laias ulatuses erinevaid elupaigatüüpe ja ökoloogilisi protsesse, millest nad sõltuvad (McLeod et al, 2008).

2.3. Merekaitsealade valik sõltuvalt ühendatusest ja elupaiga omadustest

Nagu eelmisest alapeatükist järeldus, on merekaitsealade võrgustike loomine otstarbekam kui üksikute alade kaitse. Võrgustike efektiivsus sõltub nii erinevate elupaikade omadustest kui ka populatsioonide ja liikide ühendatusest individuaalsete merekaitsealade vahel (Berglund et al., 2012). Praegused ökoloogilised strateegiad lähtuvad optimaalsete merekaitsealade valikul peamiselt määratletud bioloogilise mitmekesisuse nõuetest, nagu seda on liigirikkuse säilitamine, endeemsete liikide kaitse või erinevate elupaigatüüpide esindatus (Possingham et al., 2000). Kuid üha enam on kaitsealade planeerimisel hakatud arvestama ka isendite levimisega (ing k *dispersal*) ja ühendatusega erinevate piirkondade vahel (Gaines et al., 2003).

Empiirilisi hinnanguid ühenduvuse kohta on tihtipeale võimalik teha ainult piiratud ruumilisel ja ajalisel skaalal, kuid üha rohkem on hakatud uurima ühenduvust biofüüsikaliste tegurite abil, nagu vee tsirkulatsioon ja vastsete transport (Roberts, 1997). Kui küsida kas efektiivselt toimivaid merekaitsealade võrgustike selekteerides tuleks lähtuda pigem ühendatusest või elupaiga omadustest, siis Berglund et al. (2012) artiklist slegub, et informatsiooni kättesaadavus ühendatusest nõuab väiksemaid kulutusi ja on seega otstarbekam. Artiklis esitati ettepanek kasutada uut meetodit optimaalsete merekaitseala võrgustike valimiseks, mis põhineb omaväärtuste häirituse teoorial (ing k *eigenvalue perturbation theory* ehk EPT) ja on rakendatav ühendatavuse kaudu. Madalate populatsioonitiheduste korral, mis on iseloomulikud ohustatud liikidele, aitab see meetod valida kaitsealade võrgustikud, mis maksimeerivad kasvukiiruse kogu võrgustikus (Jacobi & Jonsson, 2011).

Kui aga ühendatus ja elupaiga omadused mõlemad on määratud, siis kombineeritakse see informatsioon optimaalsete võrgustike selekteerimisel. Sellisel juhul võib elupaiga kvaliteedi omadusi kasutada ka ühendatavusel põhineva EPT meetodi poolt pakutavate lahenduste, mille puhul mingi ala väärtused on mõnest elupaiga omadusest olulisemaks määratud, kitsendamisel. Parema jõudlusega kaitsealade võrgustikud saavutati kombineerides informatsioon ühendatusest ja elupaiga kvaliteedist, kuid suurt erinevust võrreldes ainult ühendatuse kasutamisega ei ilmnenud (Joonis 1) (Berglund et al., 2012).



Joonis 1. *Merekaitsealde võrgustike jõudlust (metapopulatsiooni suurus madala esindatuse korral), mille valikul on kasutatud informatsiooni kas ainult ühendatuse (sinine joon) või ainult parimate elupaikade kasvutempo (punane joon) kohta, on võrreldud võrgustikega, mis on valitud EPT analüüsi käigus ning sisaldab informatsiooni nii elupaiga kvaliteedi kui ühendatuse kohta. Horisontaal teljel on väärtused normaliseeritud, et optimaalse kombineeritud merekaitseala võrgustiku jõudluse väärtus 1 vastaks 0.1 intervallile joonisel (Muudetud autori poolt, originaalandmed Berglund et al., 2012).*

Berglundi et al. (2012) artiklis jõutakse järeldusele, et väga avatud populatsioonide püsijäämise seisukohalt on ühendatavus palju olulisem kui elupaiga omadused. Kui elupaiga omadusi on sageli raske hinnata või ennustada nende jätkusuutlikust, siis ühendatavust on võimalik bioloogilisi ja füüsikalisi mudeleid sidudes realistlikult ennustada. Valitud merekaitsealade võrgustike suutlikkusel omab ühendatavus tugevat mõju oma piisavalt muutumatute mustritega ajas ning see annab tulevikuks häid juhtnõure, kuidas kavandada hästi funktsioneerivaid merekaitsealade võrgustikke (Berglund et al., 2012).

3. Kaitsealad Läänemeres

3.1. Läänemere lühiiseloormustus

Läänemeri on Musta mere järel suuruselt teine riimveeline veekogu maailmas ning ei ole just palju liike, kes oleks selles vees kohastunud elama. Hüdroloogilisest aspektist on veevahetuse mehhanismid Läänemere ja Põhjameri vahel väga keerulised. Riimveel, mis pärineb Läänemerest, on madalam tihedus ning seetõttu liigub see mööda pinda küllaltki takistamatult, vastupidiselt soolasele veele, mille teekonnal Põhjamerest on takistuseks mitmeid veealuseid barjääre. Nendest faktidest lähtudes on võimalik uurida sooluse gradienti mööda Läänemerd (lühiülevaade toodud Martin et al., 2006).

See, et Läänemeri on suhteliselt liigivaene, ei tähenda seda, et seal elaks vähe isendeid. Vastupidi, Läänemeres on suur isendite hulk ja biomass, kuigi enamik isendeid elab oma soolus-taluvuse piiril. Juba esimesed uurimused zoobentose mitmekesisuse kohta 1942. aastal Adolf Remane'i poolt näitasid liikide sõltuvust soolusest. Kattegat'i väinas elab palju liike, kes on kohastunud eluks soolases vees, kuid liikudes mööda Läänemerd idapoole, väheneb selliste liikide arvukus väga kiiresti. Mitmed olulised soolases merevees elavad liigid ei ole Läänemeres esindatud. Praegused Läänemere bioloogilised kooslused on tekkinud küllaltki lühikese perioodi vältel ning see on üks tõenäolisemaid seletusi sellele, et Läänemeres esineb palju endeemseid liike (lühiülevaade toodud Martin et al., 2006).

Elustik peab kohastuma erinevate aastaegade ja eriti raske on talv, kui pealmine veekiht võib jääda ja alumistes veekihtides tekib hapniku ja toitainete defitsiit. Kuna elutingimused on niigi rasked, on Läänemere ökosüsteemid eriti tundlikud inimeste poolt põhjustatud reostuskoormuse suhtes. Hüppelise rahvaarvu kasvuga on tõusnud ka looduslike ökosüsteemide häiritus inimese poolt. Gaasitorude, tuuleparkide, kaevanduste rajamisega merre ning tööstuse arenguga on inimese mõju kasvanud nii, et tänapäeval ei ole Läänemeres enam inimõjast vabu biotoope (Internet 4). Läänemere valgala on samuti suur ja sellel elab umbes 85 miljonit inimest.

Tööstuse arenguga on tõusnud oluliselt ka veealune müratase, mis mõjutab näiteks Läänemeres elutsevat pringlit (*Phocoena phocoena*). Loomad väldivad müra-allikat ning see võib piirata nende omavahelist suhtlust ning põhjustada stressi ja kuulmishäireid.

Laevade liikumisteed avaldavad taimedele peamiselt negatiivset mõju. Arvatavasti on selle põhjuseks intensiivsem settimine ja vee hägusus, aga ka laevade mootorite ja lainete poolt põhjustatud mehaanilised mõjutused (lühikärgeline toodud Martin et al., 2006)

Võõrliikide invasioon on üks järk-järgult kasvavaid probleeme veekogude ökosüsteemides. See, peamiselt inimese poolt põhjustatud protsess, on tekitanud olukorra, kus ettearvamatud ja tihti pöördumatud muutused on avaldanud mõju biotilisele ja abiotilisele keskkonnale veekogudes üle maailma. Kuid Läänemere ökosüsteemis ei ole veel täheldatud massilist kohalike liikide asendumist võõrliikide poolt. Selle põhjuseks võib olla paljude vabade elupaikade ja erinevate nishide olemasolu geoloogiliselt noores Läänemeres. Tavaliselt tutvustatakse uued liigid vette laevandusega – näiteks ballastveega või laevakerel olevate setetega (Leppäkoski et al., 2002).

Sügavuse suurenedes valguse hulk kahaneb ja assimileerimine muutub taimedele raskemaks. Assimilatsiooniks vajalikku päikesevalgust on piisavalt produktsioonivööndis, mis Läänemere kõige selgeveelisematel avamere-aladel ulatub vaid üksikutes kohtades kuni 45 meetri sügavusele. Siselahtedes võib kehvade valgustingimuste tõttu taimestiku levik piirduda vaid 3-5 meetri sügavusega; siselahtede hägususe tingib enamasti rohke tahkete osakeste hulk vees, mis on tekitatud peamiselt inimeste poolt (Bonsdorff, 2005). Üha suurenev rahvaarv, hästi arenenud põllumajandussektor ja teised inimtegevused, nagu näiteks energia tootmine ja transport, on viinud toitainete, peamiselt fosfori ja lämmastiku, sisalduse suurenemisele Läänemeres. See omakorda on viinud eutrofeerumisega seotud probleemideni ja väljakutseteni (Andersen & Laamanen, 2009). Eutrofeerumine arvatakse olevat üheks tõsisemaks inimtegevuse poolt põhjustatud ohuks rannikumere ökosüsteemidele ning erandiks ei ole ka Läänemeri. Eutrofikatsiooni poolt põhjustatud mõjutused on geomorfoloogilistest ja hüdroloogilistest teguritest sõltuvalt erinevates paikades isesugused (ülekaade Martin et al., 2006). Näiteks avaldab eutrofeerumine madalatele ja suletud merealadele hoopis teistsugust mõju ning pigem tõstab põhjaloomastiku biomassi, kui sügavatele merealadele, kus orgaanika settimine alandab oluliselt vee hapnikusisaldust (Lauringson, 2005).

Kõik need faktid aitavad meil paremini mõista, miks Läänemeres on oluline kaitsealade moodustamine ja nende võrgustike reguleerimine. Küsimus, kuidas seda teha seda

võimalikult efektiivselt ja reeglina piiratud ressursidega, vajab käsitlemist nii riigi kui regiooni tasandil.

3.2. Merekaitse korraldamine Läänemeres

Igal Euroopa Liidu (EL) riigil on omapoolsed kohustused looduskaitstes ning EL-i tasandil on mitmeid direktiive, mille eesmärk on tagada loodusliku mitmekesisuse säilimine ning ökosüsteemi funktsioneerimine. Kõige olulisemateks neist võib pidada nelja – loodusdirektiiv, linnudirektiiv, vee raamdirektiiv ning merestrateegia raamdirektiiv.

EL loodusdirektiiv käsitleb ohustatud looma- ja taimeliike ning nende elupaikade kaitsepõhimõtteid. Iga liikmesriik määratleb oma piirides loodusdirektiivis käsitletavat liigid, mis on Euroopa Liidu tähtsusega, vastavatesse kategooriatesse (Anon. 1992):

- **ohustatud** liigid – need, mida ähvardab antud riigis kadumisoht (välja arvatud sellised, mille looduslik levila riivab vaid äärega kõnealust riiki ning on naabermaades laiemalt levinud),
- **ohualtid** liigid, mis eeldatavasti praeguste tingimuste jätkudes võivad lähemas tulevikus sattuda ohustatud liikide sekka,
- **haruldased** liigid, mis on riski piiril, olles esindatud vaid väikeste asurkondadena,
- **endeemsed** või elupaiga eripära tõttu erilist tähelepanu vajavad liigid.

Loodusdirektiivi I lisa on välja toodud EL territooriumil asuvad ohustatud elupaigatüübid, mille kaitseks tuleb moodustada looduslad. EL-i tähtsusega liigid on kaitsemeetmetest lähtuvalt jagatud kolme rühma ning need liigirühmad on loetletud loodusdirektiivi kolmes lisa (Anon. 1992):

- II lisa toodud liikide kaitseks tuleb piiritleda kaitsealad – loodushoiuala
- IV lisa loetleb rangelt kaitstavaid liike
- V lissasse on koondatud majanduslikku tähtsust omavad liigid.

Mõned II lisa loetletud liikidest on tähistatud tärniga (*). Need on esmatähtsad liigid, mille kaitsmise eest kannab EL erilist vastutust. Läänemeres võib neist liikidest hea õnne korral kohata atlandi tuura (*Acipenser sturio*) (Anon. 1992).

Linnudirektiiv seab kohustuseks moodustada spetsiaalsed linnualad, mis kaitseks üle-euroopaliselt ohustatud liike ning samuti ka rändlinde. Direktiiv piirab lindude küttimist

ja nendega kaubitsemist, millega püütakse kaitsta kõiki linde tapmise ja kinnipüüdmise eest (Anon. 1979).

Linnudirektiivi I lisa on välja toodud liigid, mille kaitseks tuleb luua linnualad. Samuti arvestatakse ka rändliikidega, kelle peatuspaiku tuleb kaitsta, kui keda I lisa kirjas ei ole. Kaitse seisukohalt omavad märgalad kui olulised lindude elupaigad, väga suurt tähtsust (Anon. 1979).

Direktiivi II ja IV lisa on toodud linnuliigid, keda (II lisa) võib küttida ning mis vahendid ja meetodid selleks keelatud on (IV lisa). Küttimine on täiesti keelatud lindude pesitsus- ja rändeajal. Eranditena tappa II lisa mitte olevaid liike, on välja toodud inimese ohustatus ning kalavarudele, viljasaagile, metsale või kariloomadele kahju tekitamine lindude liiga suure arvukuse korral. III lisa on kirjas linnuliigid, kellega kaubitsemine (loodusdirektiivi järgi keelatud) on lubatud eeldusel, et linnud on tapetud või püütud seaduslikul teel. V lisa toob välja valdkonnad ja viisid, mis on lindude uurimisel prioriteetsed (Anon. 1979).

Merestrateegia raamdirektiiv (MSRD) kohustab liikmesriike rakendama vajalikke meetmeid, et säilitada või saavutada hiljemalt aastaks 2020 oma mereala hea keskkonnaseisund. Loodus- ja linnudirektiiv olid aluseks Euroopa Liidu kaitsealade võrgustiku Natura 2000 loomisel. Antud võrgustiku eesmärk on tagada Euroopa kõige väärtuslikumate ning ohustatud liikide ning elupaikade ellujäämus. Samas keskendub võrgustik vaid antud direktiivide lisades toodud väärtustele, mistõttu jäävad mitmed olulised alad tähelepanuta. MSRD võimaldab sellest puudujäägist üle olla rõhutades ruumilise kaitse vajadust ning panustades seeläbi koostoimivale ning esinduslikule merekaitsealade võrgustikule. MSRD on esimene akt, mis suunatud otseselt tervikliku merekeskkonna kaitsele ning säilumisele ning Euroopa Liidu esimene katse hallata inimtegevust mere keskkonnas ökosüsteemipõhiselt (Fleming-Lehtinen, 2011).

Vee raamdirektiivi eesmärgiks on saavutada kõikide vete hea seisund 2015 aastaks ning selleks peavad kõik EL riigid rakendama valglapõhise veemajanduse põhimõtteid. Direktiiv hõlmab ka teisi veealaseid direktiive ning tegevusraamistiku elluviimisel ja hea seisundi tagamiseks peavad riigid neid ka täitma (Anon. 2008).

Lisaks väärivad äramärkimist veel:

- Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon (BMKK), mille seitsmest alaprogrammist on mere elurikkusega seotud 2 – saarte elurikkus ning mere ja ranniku elurikkus (BMKK, 1992).
- HELCOMi Läänemere tegevuskava (Baltic Sea Action Plan, BSAP), mille eesmärgiks on taastada Läänemere hea ökoloogiline seisund aastaks 2021 (HELCOM, 2007).
- EL-i Läänemere piirkonna strateegia aastast 2009 (Euroopa Ühenduste Komisjon, 2009).
- EL-i elurikkuse strateegia aastani 2020, mille eesmärk on peatada elurikkuse ning ökosüsteemi teenuste kadu EL-is aastaks 2020 (European Parliament, 2012). Muuhulgas on tegevuskavas vastavate varasemate direktiivide täielik rakendamine.

3.2.1. Väärtuslikud merepõhja elupaigad Läänemeres

Üks kriteeriume, mille järgi Läänemeres merekaitsealasid rajatakse, on väärtuslikud merepõhja elupaigad. Elupaikade väärtuslikkuse hindamisel arvestatakse haruldaste või muul põhjusel kaitset vajavate liikide esinemist nendes piirkondades. Euroopa Liidu loodusdirektiivi I lisas on toodud järgmised avamere ja loodete piirkondades olevad väärtuslikud elupaigad (Anon. 1992), millest pikemalt kirjeldatakse Läänemeres esinevaid elupaiku:

- Mereveega üleujutatud liivamadalad
- *Posidonia*-“põhjad” (*Posidonia oceanicae*-kooslused)
- Jõgede lehtersuudmed
- Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud
- Rannikulõukad
- Laiad madalad abajad ja lahed
- Karid
- Merepõhjast eristuvate gaaside mõjul moodustunud struktuurid (“sambad”)

Mereveega üleujutatud liivamadalate puhul on tegemist erineva kujuga merepõhjast eristuvate, valdavalt liivastest setetest koosnevate moodustistega (Jüssi et al., 2011). Taimestiku esinemine on raskendatud seoses liivamadalate esinemisega hüdrooloogiliselt aktiivsetes piirkondades. Põhjataimestiku esinemise korral esineb kõrgemate taimede

liigike ja harvem mändvetikate kooslused. Põhjaloostik samuti suhteliselt liigi-ja biomassivaene – levinumad liigid on balti lamekarp, liivaurikkarp ja südakarp (Paal, 2000; Internet 3).

Posidonia-“põhjad” (*Posidonion oceanicae*-kooslused). *Posidonion oceanicae* on Vahemeres esinev endeemne liik mille lehed võivad kasvada meetri pikkuseks ja mis moodustab tihedaid ja ulatuslikke rohelisi niite (Diaz & Duarte, 2008). Seda elupaigatüüpi on tõlgendatud ka kui vees kasvavate kõrgemate taimede kooslus ning seda pooldavad ka teiste Läänemeremaade, näiteks Saksamaa ja Poola, spetsialistid. *Posidonia* merepõhjad asuvad valgusküllases tsoonis, hõlmates liivaseid, mudaseid ja saviseid põhjasid. Lainetuse mõju on suhteliselt nõrk ning elustikule iseloomulik sessiilne põhjaloostik ja kõrgemad taimed (Paal, 2000; Internet 3).

Jõgede lehtersuue ehk estuaar on definitsiooni järgi suure jõe sügav, mere poole laienev suue või kitsas suudmelaht (Masing, 1992). Jõest kandub sinna palju toitaineid ja seetõttu on ka veeläbipaistvus väiksem. Estuaare iseloomustavad talvel pikk jääperiood ja suvel kõrged vee temperatuurid. Elustikule on iseloomulik väga erinev veesoolsus taluvus (Masing, 1992). Taimedest on esindatud peamiselt pilliroog, meri-mugulkõrkjas, kare kaisel, kamm-penikeel, kaelus-penikeel, tähkjas vesikuusk, kare mändvetikas, ruuge mändvetikas, näsa- mändvetikas, põisadru ja agarik. Spetsiaalselt vastavale elupaigatüübile kohastunud loomaliike Eesti vetes ei leidu. Kalaliikidest võivad estuaarides elada näiteks ahven, haug, kiisk, hink ja roosärg (Paal, 2000; Internet 3)

Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud on mere rannikualad, mis madala veeseisu ajal ei ole kaetud veega, kus puuduvad soontaimed, kuid leiduda võib sinikuid ja ränivetikaid. Selle elupaigatüübi juurde loetakse ka ööpäevas paariks tunniks mõõnaga paljanduvad pika meriheina (*Zostera marina*) koosluste kasvualad (Paal, 2000). Need elupaigatüübid on eriti tähtsad toitumisalad metslindudele ja kurvitsalistele (Internet 7). Loomastiku liigiline koosseis sõltub hapnikutingimustest ja taimestiku olemasolust. Kaladest elutsevad mõõnaga paljanduvatel mudastel ja liivastel laugmadalikel särg, ogalik ja nurg (Paal, 2000; Internet 3)

Rannikulõukad ehk laguunid on madalad rannikuveekogud, kus vee soolsus ja hulk võivad olla muutlikud, sõltudes veevahetusest merega ja sademete hulgast ning magevee sissevoolust maismaalt (Paal, 2000; Internet 3). Läänemere rannikulõugastele on

iseloomulik roostike esinemine ta taimestik koosneb erinevatest soontaimede kooslustest, kuid suurt tähtsust omavad ka mändvetika kooslused. Kaladest võivad seal elutseda ogalik, hink, särg, ahven (Internet 3).

Laiad madalad abajad ja lahed on mereosad mida iseloomustavad madalad sügavused ning suhteline kaitstus lainetuse eest. (Internet 3) Selles elupaigatüübis esineb põhjasetete ning kasvupinnaste ulatuslik varieeruvus, samuti bentiliste koosluste selgesti väljenduv võõndilisus millele on omane suur looduslik mitmekesisus (Paal, 2000). Tunnusloomadeks on balti lamekarp, liiva uurikkarp, söödav rannakarp, ahven, säinas, viidikas, vimb. Taimedest leidub seal mitmeid mändvetika liike, meriheina, põisadadru ja ka harilikku pilliroogu (Internet 3).

Karid on merepõhjast tunduvalt kõrgemale ulatuvad veealused või mõõnaga paljanduvad kõvast substraadist moodustunud pinnamoodustised, mis asuvad peamiselt sublitoraali võõndis. Karidele on iseloomulik bentiliste vetika- ja loomakoosluste võõndilisus ning elustiku kõrge produktiivsus. See elupaigatüüp on Eesti rannikumeres suhteliselt haruldane ja seetõttu ka üks väärtuslikemaid. Taimedest esineb kõige rohkem pruun- ja punavetikakooslusi ning soodsate valgustingimuste olemasolul areneb sublitoraalis ka kõrge põisadru kooslus. Loomadest on peamisteks tunnusliikideks söödav rannakarp ja rändkarp. Kaladest võivad seal elutseda lest, emakala, kammeljass, merisiig ja nolgus (Paal, 2000; Internet 3).

3.2.2. HELCOM

Helsingi komisjon ehk HELCOM toimib valitsustevahelise koostööna Eesti, Euroopa Ühenduse, Leedu, Läti, Poola, Rootsi, Saksamaa, Soome, Taani ja Venemaa vahel ning tegeleb Läänemere merekeskkonna kaitsmisega reostuse eest. HELCOM'i eesmärk on tagada Läänemere terve elukeskkond koos bioloogilise mitmekesisusega, mis toimiks koos ühtse tervikuna ja moodustaks hea keskkonnaseisundi ning samal ajal toetaks erinevaid jätkusuutlike majanduslikke ja sotsiaalseid tegevusi (Internet 2). Komisjon saab kokku kord aastas ning aeg-ajalt kohtuvad ka liikmesriikide ministrid, kus arutatakse merekeskkonna kaitse alaseid soovitusi (Internet 5). HELCOM sai alguse 1974. aastal, kui 7 Läänemere-äärset riiki allkirjastasid konventsiooni, kus käsitleti esimest korda Läänemeres ja selle ümbruses kõiki reostusallikaid. Kuid alles 2000. aastal jõustus

poliitiliselt muudetud ja täiendatud konventsioon, millega on liitunud kõik 9 Läänemere-äärset riiki ja Euroopa Ühendus ning mis hõlmab kogu Läänemere ala, kaasaarvatud siseveekogusid ja merepõhja (Internet 6). Kõikidel liikmesriikidel on vastutus tarvitusele võtta kõik reostuse ennetamiseks ja vältimiseks vajalikud meetmed, mis aitaks kaasa Läänemere taastumisele ja ökoloogilise tasakaalu säilimisele. HELCOMi prioriteetid Läänemerd kaitstes on järgmised (Internet 5):

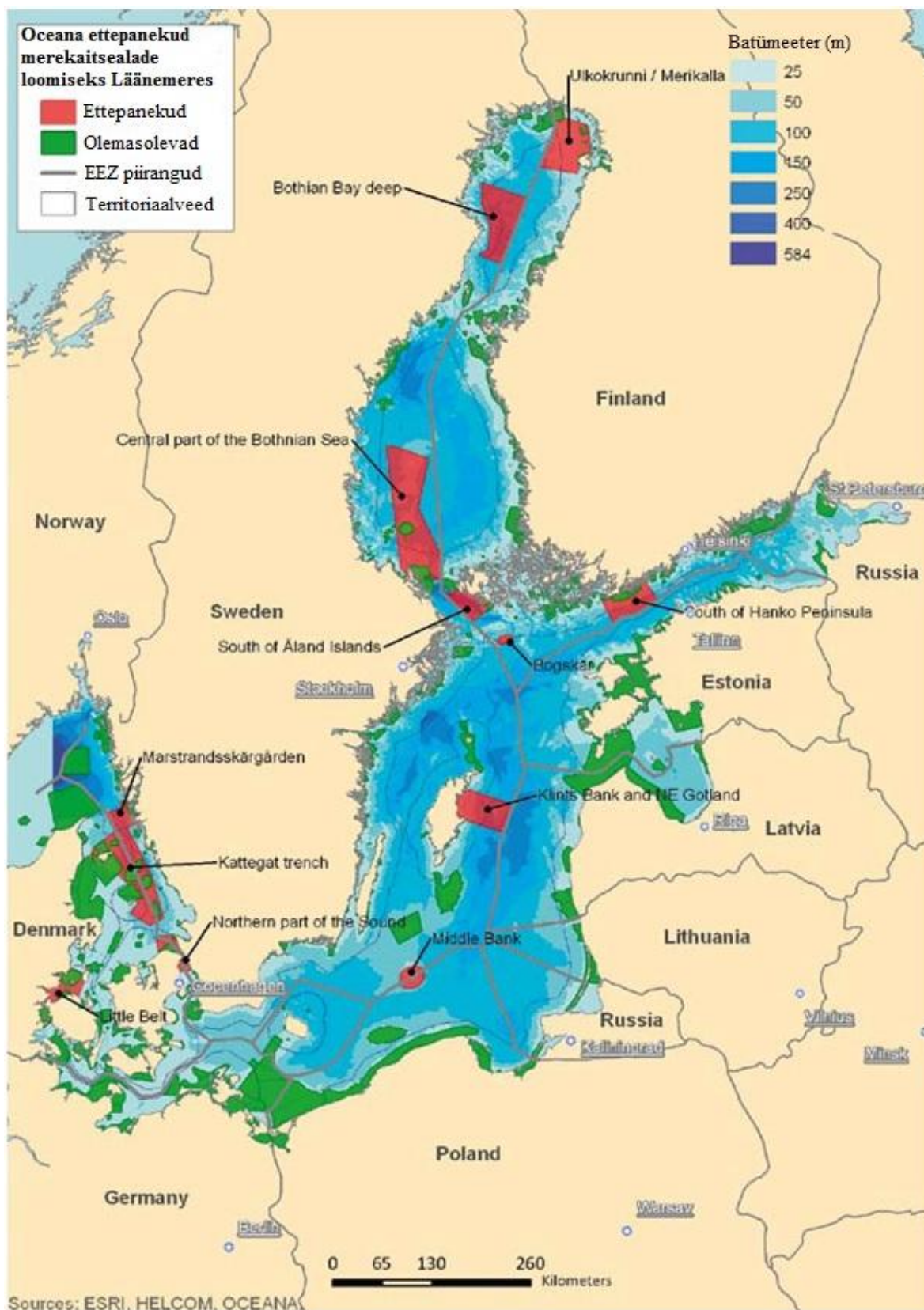
- Keskkonnaseire ja keskkonnamõju hindamine
- Põllumajanduses tekkiva ülemäärasest toitainete koormusest põhjustatud eutrofeerumise vastane võitlus
- Ohtlike ainete reostuse vältimine
- Meresõiduohutuse ja õnnetustele reageerimise võime parandamine
- Mere ja ranniku bioloogilise mitmekesisuse kaitse ja säilitamine

Riiklikud kaitsealad on loodud eelkõige väärtuslikemates ja õrnemates piirkondades, tagades mere loodusväärtuste säilimise ja neil on samuti oluline roll merekeskkonna kaitsmisel (Fammler, 2007).

3.3. Merekaitsealad Läänemeres

Hetkeseisuga on ca 12% Läänemerest kaitstud Natura 2000 aladena (Boedeker et al., 2010, EEA 2012), täites sellega maailma mereregioonidele seatud rahvusvahelise kaitse sihtmärgi 10%. Samas on territoriaalmerest väljaspool kaitstavat mereala vaid 5%, mis tähendab, et pelaagilised ning sügava vee liigid ning elupaigad on peamiselt kaitseta. Riikide panused on samuti erinevad – Saksamaa vetes on Natura 2000 aladena määratud 45%, Rootsis vaid 6%. Eesti, Taani, Läti ning Poola vetes on kaitstud 15-20% merealast, Soomes 8% ning Leedus 12%. Euroopa Parlamendi 2012. aasta aruande kohaselt peaks vähemalt 10-20% neist merekaitsealadest olema määratud kui „kalavarude taastumise alad“ ehk siis keelustama kalapüügi antud aladel tagamaks tööduskalade taastootlust.

2013. aastal on välja pakutud 13 mereala laiendamaks olemasolevaid või loomaks täiesti uusi merekaitsealasid Natura 2000 võrgustikus (Joonis 2) (Oceana 2013). Ettepanek hõlmab alasid Botnia lahes, Kattegatis ning Läänemere avaosas, mis on praeguse seisuga täielikult kaitseta; heas seisundis sügava veega alasid ning suure ning erilise liigilise mitmekesisusega alasid. Koos nende aladega oleks kaitstavate alade pindala Läänemeres kokku 31 000 km² (20% senise 12% asemel).



Joonis 2. Läänemeres olemasolevad Natura 2000 alad ning 2013.aastal väljapakutud 13 uut väärtuslikku ning kaitset vajavat piirkonda (Muudetud autori poolt, originaal Oceana, 2013).

Kokkuvõte

Merekaitsealade loomise vajaduse teadvustamine on viinud üha ulatuslikumate merekaitsealade loomiseni. On täheldatud, et üksikud kaitsealad ei suuda pikaajaliselt säilitada bioloogilist mitmekesisust ning seepärast on vajalik luua kaitsealade võrgustik, mis ühendab nii olemasolevad kui loodavad kaitsealad. Kaitsealade võrgustikud suudavad paremini tagada bioloogilise mitmekesisuse ja elupaikade kaitstuse.

Merekaitsealade suurused sõltuvad iga kaitseala spetsiifilistest eesmärkidest ja liikidest ning elupaikadest, mida soovitakse kaitsta. Üheselt kindlaksmääratud merekaitseala suurust ei ole olemas. Kaitsealade loomisel on oluline arvestada liigispetsiifiliste mõjudega elupaikade hülgamisel ja fragmenteerumisel koos elupaikade liigilise koosseisuga. Uringud näitavad, et koosluste mitmekesisus ja organismide keskmine suurus kaitsealade sees on 20-30% suurem kui aladel, mis ei ole kaitse all. Organismide tihedus on nendel aladel umbes kaks korda ning biomass isegi kuni 3 korda suurem.

Kaitsealade loomisel on mitmeid põhimõtteid. Struktuuri-põhine mudel lähtub elupaigatüüpide esindatusest biogeograafilises regioonis ning kaasab kaitsealade loomise otsustusprotsessidesse ka kohalikke elanikke. Teine, protsessi-põhine mudel lähtub kriitiliselt sellest, kuidas ökosüsteem funktsioneerib ning ei soosi kohalike inimeste kaasamist.

Kaitsealade planeerimisel on üha enam hakatud arvestama ka isendite levimisega ja ühendatusega erinevate piirkondade vahel. Adekvaatseid uuringuid ühendatavuse kohta on tihti peale piiratud ruumilisel ja ajalisel skaalal väga raske teostada, kuid kui informatsioon ühendatuse kohta on olemas, aitab see luua hästi funktsioneerivaid merekaitsealade võrgustikke. Parima jõudlusega kaitsealade võrgustikud saavutati kombineerides informatsioon ühendatusest ja elupaiga kvaliteedist, kuid suurt erinevust võrreldes ainult ühendatuse kasutamiselega ei ilmnenud.

Läänemere kaitse seisukohalt on olulised mitmed Euroopa Liidu (EL) tasandil mitmed direktiivid, mille eesmärk on tagada loodusliku mitmekesisuse säilimine ning ökosüsteemi funktsioneerimine. Kõige olulisemad neist on loodusdirektiiv, linnudirektiiv, vee raamdirektiiv ning merestrateegia raamdirektiiv.

Summary

Principles of designing Marine Protected Area networks and international co-operation in the Baltic Sea

The acknowledgement for need of marine protected areas (MPA) has lead to an increasing expansion of the latter. It has been noted that individual MPA's can not conserve biodiversity in the long run. Hence the need for MPA networks that connects the established and new protected areas is essential. MPA networks can ensure better biodiversity and habitat protection.

The scope of marine protected areas depends on the specific goals, species and habitats that need protection. Unambiguously determined MPA size does not exist. When designing a protected area, it is important to take into consideration the species specific repercussions to abandonment of habitats and fragmentation, with habitat composition of species. Research indicate that the diversity of communities and average size of organisms among protected areas are 20-30% greater than in the areas that are not under protection. Also the density of organisms and biomass in those areas are approximately two time and three times greater, respectively.

There are many principals when creating protected areas. Structure-based model emanates from representation of the habitat types in biogeographical region and includes local residents in the decision-making process of creating protected habitats. Second, process-based model emanates from the critical point of view of the functioning of ecosystem and does not favor the inclusion of local residents.

More and more have been started to take into consideration the spread and connectivity of species between regions, in the planning of protected areas. Adequate research on connectivity is often difficult to execute in the limited spatial and temporal scale. However, if the information about connectivity exists, then it helps in creating of functioning MPA networks. The best protected area networks performance was achieved by combination of information about connectivity and habitat quality, but no major difference appeared when only connectivity was taken into consideration.

In terms of protecting the Baltic Sea, there are many important directives in the European Union that are designed to ensure conservation of natures biodiversity and proper functioning of ecosystem. Most important of these are: The Birds Directive, Habitats Directive, Water Framework Directive and Marine Strategy Framework Directive.

Tänuavaldus

Tahaksin tänada oma juhendajat, Tiia Möllerit, kelle nõuanded olid suureks abiks selle töö valmimisel.

Kasutatud kirjandus

Anon. 1979. Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild birds (Birds Directive). Official Journal of the European Union, L 103, 25.04.1979.

Anon. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (Habitats Directive). Official Journal of the European Union, L 206, 22.7.1992. (EUROOPA NÕUKOGU DIREKTIIV 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta, 21.05.1992)

Anon. 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Union, L 164/19, 25.06.2008.

Andersen J. H. & Laamanen M. (editors), J. Aigars, P. Axe, M. Blomqvist, J. Carstensen, U. Claussen, A. B. Josefson, V. F.-Lehtinen, M. Järvinen, H. Kaartokallio, S. Kaitala, P. Kauppila, S. Knuuttila, L. Korovin, S. Korpinen, P. Kotilainen, A. Kubiliute, P. Kuuppo, E. Ł.-Pastuszek, G. Martin, G. Nausch, A. Norkko, H. Pitkänen, T. R.-Airola, R. Sedin, N. Wasmund & A. Villnäs, 2009. Eutrophication in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No 115B. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. Helsinki Commission. lk 7-148

Berglund et al., 2012 – Berglund, M., M. N. Jacobi, Per R. Jonsson, 2012. Optimal selection of marine protected areas based on connectivity and habitat quality. *Ecological Modelling*, 240, 105-112

BMKK, 1992 – U.N. Conference on Environment and Development: Convention on Biological Diversity. 31 I.L.M. 818 Internetist kättesaadav: <http://www.cbd.int/convention/text/default.shtml>

Boedeker et al., 2010 – D. Boedeker, H. Paulomäki, S. Ranft, M. Pyhälä, R. Pesch, W. Schröder, 2010. Towards an ecologically coherent network of well-managed Marine Protected Areas - Implementation report on the status and ecological coherence of HELCOM BSPA network, 6-143

Bonsdorff, 2005 – E. Bonsdorff, 2005. Zoobenthic diversity-gradients in the Baltic Sea: Continuous post-glacial succession in a stressed ecosystem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330, 383–391

Cowen & Sponaugle, 2009 – R. K. Cowen, Su Sponaugle, 2009. Larval Dispersal and Marine Population Connectivity. *The Annual Review of Marine Science*, 443-460

Diaz & Duarte, 2008 – E. Diaz, C. M. Duarte, 2008. Management of Natura 2000 habitats * Posidonia beds (*Posidonion oceanicae*) 1120, Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild life fauna and flora. European commission,

EEA, 2012 – Protected areas in Europe - an overview. European Environment Agency Report No 5/2012

European Parliament, 2012 – EU Biodiversity Strategy to 2020 – towards implementation.

20.04.2012 Internetist kättesaadav:

<http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm>

Euroopa Ühenduste Komisjon, 2009 – Komisjoni teatis Euroopa Parlamendile, Nõukogule, Euroopa Majandus- ja Sotsiaalkomiteele ja Regioonide Komiteele, mis käsitleb ELi Läänemere piirkonna strateegiat, 10.06.2009.

Fammler, 2007 – H. Fammler, 2007. Marine protected areas in the Eastern Baltic Sea, LIFE Project, Technical INTERIM report

Fleming-Lehtinen, 2011 – Fleming-Lehtinen, V. 2011. Biodiversity-Related Requirements of the Marine Strategy Framework Directive. Report from Life+ MARMONI Project, Project Nr. LIFE09 NAT/LV/000238. Internetis kättesaadav: <http://marmoni.balticseaportal.net/wp/wp-content/uploads/2011/03/BIODIVERSITY-RELATED-REQUIREMENTS-OF-THE-MARINE-STRATEGYFRAMEWORK-DIRECTIVE.pdf>.

Gaines, 2003 – S. D. Gaines, B. Gaylord, J. L. Largier, 2003. Avoiding current oversights in marine reserve design. *Ecological Applications*, 13, 32–46

Greenpeace, 2006 – International Greenpeace report, 2006. Marine Reserves for the Mediterranean Sea; 1-60

HELCOM, 2007 – Baltic Sea Action Plan, 15.11.2007. by the HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting

Hilty et al., 2006 – J. A. Hilty, W. Z. Lidicker Jr., A. M. Merenlender, 2006. Corridor ecology - The science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation, 50-108

Jacobi & Jonsson, 2011 – M. N Jacobi & P. R. Jonsson, 2011. Optimal networks of nature reserves can be found through eigenvalue perturbation theory of the connectivity matrix. *Ecological Applications* 21: p 1861–1870.

Jones, 2001 – Peter J.S. Jones, 2001. Marine protected area strategies: issues, divergences and the search for the middle ground, lk 12

Jüssi et al., 2011 – I. Jüssi, A. Kalamees, M. Kuris, A. Kuus, G. Martin, T. Möller, M. Vetemaa, 2011. Väärtuslikud avameremadalikud Eesti vetes, Balti Keskkonnafoorum, lk 6-93

Klein et al., 2008 – C. J. Klein, A. Chan, L. Kircher, A. J. Cundiff, N. Gardner, Y. Hrovat, A. Scholz, B. E. Kendall, S. Aïram'e, 2008. Striking a Balance between Biodiversity Conservation and Socioeconomic Viability in the Design of Marine Protected Areas, lk 691-700

Lauringson V., 2005 – V.Lauringson, 2005. Eutrofeerumise mõju põhjaloomastiku kooslustele Eesti rannikumeres, Magistritöö, Tartu Ülikool, lk 7

Leppäkoski E et al., 2002 – E. Leppäkoski, S. Gollasch, P. Gruszka, H. Ojaveer, S. Olenin, V. Panov, 2002. The Baltic - a sea of invaders. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(7): lk 1175-1188

Martin et al., 2006 – G. Martin, A. Makinen, Å. Andersson, G. E. Dinesen, J. Kotta, J. Hansen, K. Herkül, K. W. Ockelmann, P. Nilsson, S. Korpinen, 2006. Literature review of the “Blue Corridors” concept and it’s applicability to the Baltic Sea. Balance interim report no 4, lk 2-49

Masing, 1992 – V. Masing, 1992. Ökoloogialeksikon; Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn

Murray et al., 1999 – S. N. Murray, R. E. Ambrose, J. A. Bohnsack, L. W. Botsford, M. H. Carr, G. E. Davis, P. K. Dayton, D. Gotshall, D. R. Gunderson, M. A. Hixon, J.

Lubchenco, M. Mangel, A. MacCall, D. A. McArdle, J. C. Ogden, J. Roughgarden, R. M. Starr, M. J. Tegner & M. M. Yoklavich, 1999. No-take Reserve Networks: Sustaining Fishery Populations and Marine Ecosystems. *Fisheries* volume 24, issue 11, lk 11-25

McLeod et al., 2008 – E. McLeod, R. Salm, A. Green & J. Almany, 2008. Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change, *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, lk 362–370

Oceana, 2013 - Oceana proposals for Baltic Sea and Kattegat. Oceana Report, March 2013. Internetis kättesaadav: http://oceana.org/sites/default/files/reports/OCEANA_Introduction.pdf

Paal, 2000 – J. Paal, H. Mäemets, T. Kõiv, V. Kuusemets & J. Öövel, 2000 „Loodusdirektiivi“ elupaigatüüpide käsiraamat, TÜ botaanika ja ökoloogia instituut, Eesti Natura 2000

Paris, 2007 – C.B. Paris, L. M. Chérubin, R. K. Cowen, 2007. Surfing, spinning, or diving from reef to reef: effects on population connectivity. *Marine Ecology Progress Series* 347, lk 285–300 (Autor ei ole allikaga lähemalt tutvunud. Ülevaade antud Berglund et al. 2012)

Primack et al., 2008 - Primack, R. P., R. Kuresoo & M. Sammul, 2008. Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse. Tartu: Eesti Loodusfoto, lk 373

Possingham et al., 2000 – H. Possingham, I. Ball, S. Andelman, 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. *Quantitative methods for conservation biology*. S. Ferson and M. Burgman (eds). Springer-Verlag, New York, lk 291-305. (Autor ei ole allikaga lähemalt tutvunud. Ülevaade antud Berglund et al. 2012)

Sobel & Dahlgren, 2004 – J. Sobel & G. Dahlgren, 2004. Marine reserves: A guide to science, design, and use, lk 3-361

Roberts, 1997 – C. M. Roberts, 1997. Connectivity and Management of Caribbean Coral Reefs, *Science* vol. 278, lk 1454-1456

Roberts et al., 2003 – C. M. Roberts, S. Andelman, G. Branch, R. H. Bustamante, J. C. Castilla, J. Dugan, B. S. Halpern, K. D. Lafferty, H. Leslie, J. Lubchenco, D. McArdle, H. P. Possingham, M. Ruckelshaus & R. R. Warner 2003. Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves; *Ecological Applications* 13: S199–S214.

Toropova et al, 2010 – C.Toropova, I. Meliane, D. Laffoley, E. Matthews & M. Spalding, 2010. Global Ocean Protection, Present Status and Future Possibilities.

Internetiallikad

Internet 1 – Bioneer ajakirja kodulehekül. Vaarmari, K., 2011. Merealade kasutamine ja kaitse: konkurents ja võidujooks. Internetist kättesaadav: <http://www.bioneer.eu/eluviis/kliima/aid-11190/Merealade-kasutamine-ja-kaitse:-konkurents-ja-v%C3%B5idujooks> (07/05/2013)

Internet 2 – Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission kodulehekül, About HELCOM. Internetist kättesaadav: http://www.helcom.fi/helcom/en_GB/aboutus/ (28/04/2013)

Internet 3 – Martin, Georg. Natura 2000 alad Eesti rannikumeres, Eesti Mereinstituut Internetist kättesaadav: www.natura2000.envir.ee/files/doc/Veeseminari_ettekanded/Ettekanne_GM.ppt+&cd=1&hl=en&ct=clnk&gl=ee (06/05/2013)

Internet 4 – Backer H., J. Leinikki, S. Leinikki, P. Oulasvirta, A. Ruuskanen, 2002. Kodulehekülje nimi: *Aaltojen alla* (Lainete all) Internetist kättesaadav: http://www.aaltojenalla.fi/cgi-bin/bsbw/search.cgi?loc=1&3=3&lang=fin&file=LaineteAll&mark=&tm=universal_est&tm_d=content_1&menu=menu9 (20/11/2012)

Internet 5 – Läänemere kaitse konventsioon, Keskkonnaministeeriumi kodulehekül. Internetist kättesaadav: <http://www.envir.ee/204864>

Internet 6 – The Helsinki Convention, Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission kodulehekül. Internetist kättesaadav: http://www.helcom.fi/Convention/en_GB/convention/

Internet 7 – A. Ikauniece, 2009. Mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide, HELCOM Baltic Marine Environment Protection Commission kodulehekül. Internetist kättesaadav: http://www.helcom.fi/environment2/biodiv/endangered/Biotopes/en_GB/mudflats/

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina,

Taavi Porkveli

sünnikuupäevaga

17.03.1990

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Merekaitsealade võrgustike loomise alused ja rahvusvaheline koostöö Läänemere tingimustes,

mille juhendaja on

Tiia Möller,

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 23.05.2013