



KESKKONNAAGENTUUR



Merealade valitud ökosüsteemiteenuste alusmaterjalid

Jonne Kotta



Euroopa Liit
Ühtekuuluvusfond



Eesti
tuleviku heaks



Tallinn 2019

Projekt: Ühtekuuluvuspoliitika fondide rakenduskava 2014–2020 tegevus nr 8.1.8 „Elurikkuse sotsiaalmajanduslikult ja kliimamuutustega seostatud keskkonnaseisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid” (ELME projekt; SFOS: 2014-2020.8.01.16-0112).

Riigihanke viitenumber: 201703

Leping: töövõtuleping nr 4-5/19/4, 29. jaanuar 2019. a

Tellija: Keskkonnaagentuur, esindaja Madli Linder

Töövõtja: Hobikoda OÜ, esindaja Jonne Kotta

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
2. Töö eesmärk ja ülesanded.....	5
3. Metoodika.....	6
3.1. Modelleeritavate ökosüsteemiteenuste valimise protseduur ja kasutatud andmekogumid.	6
3.2. Metoodiline lähenemine modelleerimisülesannete teostamisel.....	8
3.3. Kaartide publitseerimine	10
3.4. Teiste riikide kogemuste analüüs, et hinnata väljajäänud ökosüsteemiteenuste kaardistamise vajadust	11
4. Töö tulemused	11
4.1. Ökosüsteemiteenuste kaardid.....	11
4.1.1. Elupaigategenus	12
4.1.2. Toiduteenus	20
4.1.3. Kliimaregulatsiooni teenus.....	23
4.1.4. Vee filtreerimise teenus.....	25
4.1.5. Varustusteenus	27
4.1.5.1. Merekarbivaru kui varustusteenus.....	27
4.1.5.2. Vetikavaru kui varustusteenus.....	30
4.2. Survetegurite kaardid.....	34
4.2.1. Agressiivsemate võõrliikide (ümarmudil, rändkrabi) levik (võõrliikide esinemistõenäosus).....	34
4.2.2. Eutrofeerumise seisund väljendatuna taimse hõljumi keskmise ohtrusena (keskmine klorofüll a sisaldus vegetatsiooniperioodil)	36
4.3. Survetegurite ja ökosüsteemiteenuste vahelised seosed	38
4.4. Arutelu ja kokkuvõte.....	41
5. Kirjandus ja allikad.....	45

1. Sissejuhatus

Ökosüsteemide pakutavad hüved ehk ökosüsteemiteenused mängivad olulist rolli elurikkuse tagamisel, mistõttu on nende teadlik ja planeeritud kasutamine väga tähtis. Ökosüsteemiteenuseid iseloomustavad tunnused on avalikud hüved, ruumilisus ja territoriaalsus, vastastikune sõltuvus, toimimise keerukus ja saadavate hüvede mitmekesisus. Avalikud hüved on avalikult kasutamiseks kõigile ning neid jaotatakse selle alusel, kas kasutamisel nende kogus väheneb (nt kalavarud mitteplaneeritud kasutamisel) või mitte (nt õhk hingamiseks). Ökosüsteemiteenuste ruumilisust ja territoriaalsust väljendab nende heterogeenne paiknemine ja arenemine ning ajas muutumine. Teenused ise on omavahel tihedas seoses, mis tähendab, et ühe elemendi muutus süsteemis mõjutab mitmete teiste süsteemielementide arengut.

CICES klassifikatsiooni (CICES, 2019; <https://cices.eu/>) kohaselt jagatakse ökosüsteemiteenused kolme suuremasse rühma: (1) varustusteenused (inglise keeles *provisioning services*), mille alla kuuluvad näiteks toit, joogivesi, materjalid, energia; (2) reguleerivad ja säilitavad teenused (inglise keeles *regulating and maintenance services*), mille alla kuuluvad näiteks kliimaregulatsioon, veeregulatsioon ja puhastumine, õhukvaliteedi regulatsioon, jäätmete lagundamine, elupaikade säilimine, ning (3) kultuuriteenused (inglise keeles *cultural services*), mille alla kuuluvad näiteks kultuuriline mitmekesisus, esteetilised ja vaimsed väärtused, rekreatsioon ja haridus.

Ökosüsteemiteenuste kaardistamine on väga vajalik, kui soovime määratleda erinevate ruumiosade kasutust ning analüüsida erinevate inimkasutuste ja merekeskkonna vahelisi konflikte. Samuti saame selliste kaartide abil hinnata erinevate ökosüsteemide sünergiaid ja kompromisse erinevate inimkasutuste stsenaariumite vahel. Kaartide abil on võimalik näitlikustada erinevate loodushüvede paiknemist ruumis ning huvirühmadele selgitada ökosüsteemiteenuste olulisust jätkusuutliku majanduskeskkonna tagamisel.

Ökosüsteemiteenuste ruumilise leviku hindamisel on kasutusel väga erinevaid lähenemisi. Selles töös on põhiohk suunatud selliste indikaatorite loomisele, mis hindavad otseselt ökosüsteemiteenuste taga olevate loodusväärtuste hulka mereruumis ja/või teenuseid määratlevate protsesside intensiivsusi. Selline lähenemine võimaldab analüüsida looduslike protsesside, inimtekkeliste survetegurite ja ökosüsteemiteenuste vahelisi seoseid ning nende seoste kaudu ennustada ökosüsteemiteenuste realiseerimise mahtu mereruumis erinevate keskkonnatingimuste väärtuste ja meremajandamise stsenaariumite puhul. Kuna leitud seosed tulenevad loodusseadustest, on sellisel meetodikal loodud ökosüsteemiteenuste leviku- ja intensiivsuskartid väga objektiivsed.

Oluliselt subjektiivsem on aga ökosüsteemiteenuste rahalise või subjekti(de)st tuleneva mitterahalise väärtushinnangu andmine. Ökosüsteemiteenuste majandusliku väärtuse hindamises ongi erinevad teadlased ja huvirühmad erinevatel arvamustel. Ühelt poolt leitakse, et rahalise väärtuse andmine ökosüsteemiteenuste teostamatu, kuna nende toimimist on keeruline hinnata ja nendel teenustel puuduvad turuhinnad. Teiselt poolt aga peetakse majandusliku väärtuse andmist ökosüsteemiteenuste väga oluliseks, kuna majanduspoliitika ja -tegevused mõjutavad ökosüsteemide arengut ja mitmekesisust, mistõttu on vajalik hinnata ning võrrelda selliste survetegurite majanduslikku kasu ja kahju.

Paraku on loodussüsteemid väga keerukad. Praegu pole selgeid arvutuseeskirju, kuidas mereelustiku iseloomu seostada nende käivitatud protsessidega ning kuidas meredes toimuvatest protsessidest tuletada ökosüsteemiteenuste väärtused ja anda hinnang selliste teenuste toimimisele. Praegu käimas olevad uuringud Läänemere ökosüsteemiteenustest on keskendunud peamiselt mereelupaikadele ning teinud hinnanguid ökosüsteemiteenuste esinemise kohta vaid elustiku levikukaartidest lähtuvalt (Pan Baltic Scope, 2019; <https://bonusbasmati.eu/>). Selline lähenemine on aga liiga primitiivne, kuna vaid liigi esinemine/mitteesinemine ei sisalda tegelikult informatsiooni tema pakutud teenuste esinemise/mitteesinemise ja selliste teenuste mahu kohta. Näiteks võib merepõhi olla kaetud karpidega, kuid kas selline kooslus pakub merevee puhastamise teenust või mitte ning millisel määral see teenus saab realiseeritud, sõltub karpide asustustihedusest, veesambas paikneva toidu hulgast ning paljudest vee füüsikalistest omadustest. Kui koondame ühtsesse analüütilisse raamistikku ökosüsteemiteenust pakkuvate liikide ohtrused ning ökosüsteemiteenuse aluseks olevad protsessid, on võimalik luua adekvaatseid ökosüsteemiteenuste kaarte.

Väga paljude ökosüsteemiteenuste puhul pole tänini teada, kuidas on need teenused tagatud ja millised liigid neid tagavad. Teatud Eesti rannikumere võtmeliikide puhul on aga läbi viidud eritüübilisi eksperimentaaluuringuid, mille alusel on juba praegu võimalik analüütiliselt tuletada seosed koosluste iseloomu, nendega seotud ökosüsteemi protsesside ja protsesside kaudu tagatud ökosüsteemiteenuste vahel. Selles töös kasutasimegi sellist lihtsustatud lähenemist, kus andmete ja teadmiste olemasolu määras ära modelleeritavad ökosüsteemiteenused. Samas oli meie teine oluline valikukriteerium see, et kaetud saaks võimalikult suur hulk erinevaid ja avalikkuse jaoks olulisi ökosüsteemiteenuseid ning need sisaldaks olulisemaid Eesti meres elavaid võtmeliike. Lähteülesande põhjal käsitleb antud uuring vaid varustusteenuseid ning reguleerivaid ja säilitavaid teenuseid.

2. Töö eesmärk ja ülesanded

Eesti mereala planeeringu koostamise raames on arendamisel merekeskkonna ressursside kasutamisest saadava majandusliku mõju hindamise mudel¹, mis aga algsel kujul ei arvestanud ökosüsteemiteenuste ega neist saadava tulu, tekkiva kulu ega seega ka majandusliku kasuga, kuna selleks puudub meetodiline alus ja vajalikud ruumiandmed. Selle töö eesmärk on välja töötada valitud mere ökosüsteemiteenuste pakkumise hindamise meetodid ja arvutuseeskirjad ning modelleerida/kaardistada need ökosüsteemiteenused merealal. Töö tulemus on merealade valitud ökosüsteemiteenuste ruumiandmed (1 × 1 km võrgustikus) selle kohta, kus ökosüsteemiteenused esinevad ja milline on igas ruumpunktis nende pakkumine (numbriline väärtushinnang) ehk teenuste arvuliste näitajate kaardid ja kaardikihid, mida saab majandusliku mõju hindamise mudelis kasutada sisendmaterjalina. Lisaks hinnatakse ja kaardistatakse ökosüsteemiteenuste pakkumist mõjutavate valitud keskkonnategurite survet.

Lähteülesande ja tellijaga kokkulepitu alusel on projekti eesmärk modelleerida järgmisi ökosüsteemiteenuseid:

1. Elupaigategenus, hinnatuna ja kaardistatuna/modelleerituna räime koelmualade ja pikaealiste elupaika moodustavate võtmeliikide (põisadru, agarik, rannakarp, rändkarp) biomassi ja nende pakutud loodusdirektiivi, merestrateegia raamdirektiivi ja HELCOM-i mereelupaikade kaudu. Käsitletud elupaigad on olulised ka merelindude ja -imetajate jaoks. Selles projektis merelindude ja -imetajate kaarte ei modelleeritud, kuna vastava töö tellis Rahandusministeerium eraldi (MTÜ

¹ Kättesaadav: <https://www.rahandusministeerium.ee/et/planeeringud>

Pro Mare, 2019; Eesti Ornitoloogiaühing, 2019; riigihanked 177885, 201770);

2. Toiduteenus, hinnatuna ja kaardistatuna/modelleerituna räime, kilu, ahvena ja koha püügiandmete kaudu;
3. Kliimaregulatsiooni teenus, hinnatuna ja kaardistatuna/modelleerituna meriheina-aasadesse poolt süsiniku sidumise kaudu;
4. Vee puhastamise teenused, hinnatuna ja kaardistatuna/modelleerituna vesiviljeluses kasutatavate merekarpide abil toitainete eemaldamise ja vee filtreerimise potentsiaali kaudu;
5. Merekarbivaru kui varustusteenus, hinnatuna ja kaardistatuna/modelleerituna vesiviljeluse produktioonipotentsiaali ja karpide kasvukiiruse kaudu;
6. Vetikavaru kui varustusteenus, hinnatuna ja kaardistatuna/modelleerituna (potentsiaalselt) kasutatavate vetikate, põisadru ja agariku biomassi alusel.

Agariku varu väärtusele ja räime koelmualade väärtusele tehakse ka rahaline hindamine ehk luuakse arvutuseeskiri ja modelleeritakse/kaardistatakse vastavad ruumiandmed teenuste rahalise väärtuse kohta (s.t igale kaardistusüksusele omistatakse rahaline väärtus).

Surveteguritest modelleeritakse/kaardistatakse ning seostatakse teenuste seisundiga (a) agressiivsemate võõrliikide (rändkarbi, ümarmudila ja rändkrabi) levik ja (b) eutrofeerumise info taimse hõljumi (klorofüll a) keskmise ohtruse alusel vegetatsiooniperioodil. Merekeskkonnale avaldab samaaegselt mõju suur hulk teisi survetegureid (Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide Instituut, 2016), kuid teiste, aruandes mittekäsitatud survetegurite mõju uuritud ökosüsteemiteenustele või nende mõjude teadaolev ruumiline ulatus on suurusjärgudes väiksem kui aruandes käsitatud surveteguritel.

Muuhulgas analüüsitakse teiste riikide kogemusele ja teaduskirjandusele tuginedes ja viidates, milliste oluliste mere ökosüsteemiteenuste hindamiseks ja kaardistamiseks (alus)andmed puuduvad, kuid millele tuleks edaspidi kindlasti tähelepanu pöörata ning milliste teenuste hindamiseks ja kaardistamiseks on alusandmed olemas, kuid mida selle lepingu mahust tulenevalt ei käsitletud.

3. Metoodika

3.1. Modelleeritavate ökosüsteemiteenuste valimise protseduur ja kasutatud andmekogumid

Projekti alguses lepidi tellijaga kokku hinnatavad ja kaardistatavad ökosüsteemiteenused, nende indikaatorid, mõõtühikud, mastaabid, olemasolevate andmestike kokkulepitud mõõtkavasse teisendamise algoritmid, hindamise ja kaardistamise metoodika ning alusmaterjalid. Nimekirjas sisaldusid kõik hanke tehnilistes tingimustes välja toodud ökosüsteemiteenused ja survetegurid.

Ökosüsteemiteenuste modelleerimisel kasutati järgmisi andmeallikaid:

- Liikide (sh elupaigateenust pakkuvate liikide) levila modelleerimisel lähtuti 2018. aastal lõppenud projekti „Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine“ alusandmetest (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Üks selle projekti tulemustest oli ka täiendatud Eesti merealade põhjasetete kaart, mida kasutati käesoleva projekti erinevates modelleerimisülesannetes.
- Kevadkuduräime koelmualade kaart saadi „Kalakoelmute seisund ning koelmualade melioreerimise lähteülesande koostamine“ projektist (TÜ Eesti Mereinstituut, 2015).
- TÜ Eesti Mereinstituudi andmekogud liikide levikust ja elustiku ohtrusest. Need andmekogud sisaldavad kõikide olulisemate põhjataimestiku ja suurselgrootute liikide vaatlusandmeid alates

1959. aastast. Andmebaas koondab endasse erinevate baasuuringute, seire- ja kaardistamistöde käigus kogutud materjali ning hinnanguliselt sisaldab enam kui 99% Eestis kogutud valdkondlikust kvantitatiivsest informatsioonist.

- Veeteede Ameti tehtud sügavusmõõdistuste algandmed.
- Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide Instituudi mudelarvutused erinevate füüsikaliste ja keemiliste parameetrite kohta (sh vee soolsus, temperatuur, lainetus, hoovused, toitainete sisaldus). Tegemist on meremudeliga, mis on spetsiaalselt Eesti olude jaoks kohandatud (lisaks kasutasime modelleerimisel ka hüdrofüüsika ja -keemia andmekihte, mis pärinesid Euroopa Komisjoni hallatavast Copernicuse portaalist, vt andmete täpsemat kirjeldust allpool).
- Soome Meteoroloogiainstituudi jääkaardid.
- Copernicuse portaali andmestik erinevate füüsikaliste ja keemiliste parameetrite kohta (sh vee soolsus, temperatuur, lainetus, hoovused, toitainete, klorofüll a sisaldus, vee läbipaistvus) (Copernicus, 2019). Tegemist on mudelproduktidega, mis kirjeldavad ühtlaselt kogu Läänemere akvatooriumit.
- Rannakarbi, põisadru ja agariku kinnitunud vormi kasvupotentsiaali andmestik pärineb EMKF-i projektist „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“ (TÜ Eesti Mereinstituut, 2019). EMKF-i projekti käigus kasutati põhjataimestiku ja suurselgrootute produktioonimõõtmiste andmestikku, et välja selgitada, kuidas erinevad keskkonnanäitajad mõjutavad nende liikide kasvupotentsiaali, ning seejärel rakendati samas projektis loodud seoseid eluta keskkonna, vetikate ja suurselgrootute kasvu vahel, et ennustada käesoleva projekti raames meid huvitavate liikide kasvu kogu Eesti merealal 50 m resolutsiooniga.
- Selles projektis kasutasime RITA projekti „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“ (ADDVAL-BIOEC, 2019) raames väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida rannakarbi, põisadru ja agariku biomassi levikut suurema ruumilise lahutusega (50 m). Lisaks harmoniseerisime saadud andmekihti „Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine“ alusandmetega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Nii RITA kui ka ELME projekti mudelite alusandmetena kasutati TÜ Eesti Mereinstituudi andmekogusid liikide levikust ja elustiku ohtrusest ning eelmiste punktide all välja toodud eluta keskkonna näitajaid.
- Varasemad eksperimentaaltööd, mis määratlevad eri ökosüsteemielementide vahelisi põhjustagajärg seoseid (otsingud ISI WoS andmebaasidest; väga suur osa sellistest Eestis tehtud eksperimentaaltöödest on leitavad <https://www.etis.ee/Portal/Persons/Display/93630007-e5f9-488d-ba04-bedd6221b2f3?PersonVID=386&lang=EST&tabId=Publications>).
- Avamere traalpüügi (2014–2017²) ja rannapüügi (2017²) alusandmed pärinevad Veterinaar- ja Toiduametilt. Rannapüügi andmed sisaldavad erinevate kalaliikide raporteeritud aastast summaarset kalasaaki rannikumere püügiruutudes. Avamere traalpüügi puhul on andmed kogutud läbi elektroonilise raporteerimise süsteemi, mis võimaldab täpselt määratleda traalimise piirkonna ning sellele vastava püügi mahu kalaliikide kaupa. Veterinaar- ja Toiduametilt saadud andmed teisendati ruumiandmeteks järgnevalt. Rannapüügi andmed seoti rannapüügi püügiruutudega püügiruudu atribuudi kaudu ja seejärel leiti aastased keskmised iga kalaliigi ja püügiruudu kohta. Kuna erinevate rannapüügi püügiruutude pindala on erinev, siis jagati parema võrdluse huvides püütud kalade hulk püügiruudu pindalaga (püütud kala kilogrammides km² kohta) ja saadud andmestik konverteeriti 1 × 1 km planeeringu võrgustikku. Sarnaselt rannapüügi andmetega kanti ka traalpüügi andmed 1 × 1 km planeeringu võrgustikku ja seejärel leiti igas ruudus perioodi keskmised iga kalaliigi kohta.

² Projekti töödega alustamisel olid uusimad kättesaadavad andmed 2017. aasta kohta. Kalapüük on meil aastate lõikes üsna stabiilne, ajalised erinevused tulevad pigem aastakümnetest.

Rannakarbi, põisadru ja agariku kinnitunud vormi varustusteenuse hindamisel ühildati selle projekti käigus liikide kasvupotentsiaali mudel (EMKF-i projekti „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“ tulemus, vt detaile eespool EMKF-i mudelprodukti kirjelduse all) biomassi mudeliga (loodud RITA projekti „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“ toel).

3.2. Metoodiline lähenemine modelleerimisülesannete teostamisel

Kõikide elupaika moodustavate liikide modelleerimine toimus kahes osas. Esimeses osas modelleeriti liikide esinemistõenäosusi ning teises osas modelleeriti tõenäolistel esinemisaladel liikide biomassi (detailesem modelleerimisprotsessi kirjeldus on toodud allpool). Selline lähenemine on hädavajalik seetõttu, et liikide levik ei ole enamasti määratud samadest keskkonnateguritest kui nende biomass. Mudelid, mis samaaegselt määratlevad liikide esinemist ja ohtrust, teevad järeleandmisi täpsuse osas ning sellest tulenevalt kannatab lõppkaartide kvaliteet.

Teine oluline modelleerimisprintsip on vajadus modelleerimisel lähtuda parimast olemasolevast teabest liikide ökoloogia kohta. Vaid sisuliste parameetrite lisamisel mudelitesse saame olla kindlad, et ennustatav kaardimaterjal peegeldab reaalsust parimal võimalikul moel. Allpool on toodud detailesem näide, kuidas arvestasime teadmisi liikide ökoloogia kohta, et modelleerida Eesti rannikumere võtmeliikide leviku- ja biomassimustreid.

Näiteks on söödava rannakarbi levik määratletud sette karakteristikutest (liik suudab koloniseerida kiviseid merepõhju, kus setete liikumine on minimaalne), jää ohtrusest (rüsi jää kulutav toime vähendab oluliselt rannakarbi koloniseerimise edukust), merevee läbipaistvusest (selgemaveelistes piirkondades on madalamatel merealadel eelisolukorras suurvetikad, valgustingimuste halvenedes muutuvad sellistes elupaikades liikidevahelise konkurentsi vähenemise tõttu karpide elutingimused paremaks) ning soolsusest (söödav rannakarp ei suuda asustada merealaid, mille soolsus jääb allapoole 3 promilli) (Kotta *et al.*, 2015).

Kui liigi elupaigavajadused on rahuldatud, siis kõige enam mõjutab söödava rannakarbi biomassi toidu (hõljumvetikate) olemasolu, mida saame mudelis kirjeldada läbi kahe muutuja: klorofüllis sisaldus (mikrovetikate hulk veesambas) ja hoovuste liikumise kiirus (protsess, mis toob toitu juurde merealadelt, kus rannakarpe pole). Soolsus mõjutab nii karpide esinemise kui ka biomassi väärtusi. Kuna söödav rannakarp on mereline liik ning soolsuse vähenemisel karpide kasvukiirus väheneb (kasvuks minev energia kulutatakse kehasse tunginud mageda vee väljapumpamisele), siis on ka madalamasoolastel merealadel karpide biomassid üldjuhul väiksemad kui suurema soolsusega merealadel (Kotta *et al.*, 2015).

Eespool nimetatud (ja muud olulisemad rannakarbi levikut ja biomassi kujundavad) keskkonnamuutujad sisestati liigi ruumimudelitesse (vt modelleerimise lähenemist allpool) ning uuriti saadud seoste ökoloogilist sisu. Lõpp-produktide (kaartide) loomisel kasutati vaid hea kirjeldamisvõimega ja ökoloogilises plaanis mõistlikke mudeleid. Teiste liikide modelleerimisel olulisemaks osutunud keskkonnatunnused on välja toodud tulemuste peatükis vastavate jooniste allkirjades.

Modelleerimisel kasutasime intellektitehnikat ja statistilist analüüsi ühendavat uuenduslikku meetodit (võimendatud regressioonipuu meetod, *Boosted Regression Trees*, BRT). Tegemist on meetodiga, mis leiab ja kirjeldab väga efektiivselt keskkonna ja elustiku vaheliste seoste

seaduspärasusi. Meetod on suure üldistusjõuga ja potentsiaalselt ekstrapoleeritav ka väljapoole mudeli parameetrite määramiseks kasutatud treeningandmeid. Selliseid mudeleid oleme oma hiljutistes uuringutes edukalt kasutanud ka Eesti rannikumere tingimustes (Kotta *et al.*, 2015, 2016).

Kuuludes intellektitehnika valdkonda, võimaldavad masinõppe meetodid lisaks parimale struktuurile otsida ka sobivaimat üldistustaset. Otsuste puud on laialdaselt kasutusel suuremahuliste kaugseireandmete töötlemises, kuna nende kasutus on arvutuslikult kiire. Otsuste puud ei sea eeldusi andmete tüübi ja statistilise jaotuse osas, kuid võimaldavad samaaegselt kasutada erinevas mõõtkavas lähteandmeid. Intellektitehnika meetodite eelised on nende (1) robustsus tunnuste tüüpide ja väärtuste jaotuste suhtes, (2) sõltumatus funktsioontunnuse monotoonsetest teisendustest, (3) võime paindlikult arvestada argumenttunnuste iseloomulikke kombinatsioone ning (4) andmekaevandamise efektiivsus. Sellest tulenevalt on intellektitehnika meetodite rakendustel väga suur (kuid seni veel võrdlemisi kasutamata) potentsiaal reaalteadustes tehtavas andmetöötlemises ja mudelprognoosides.

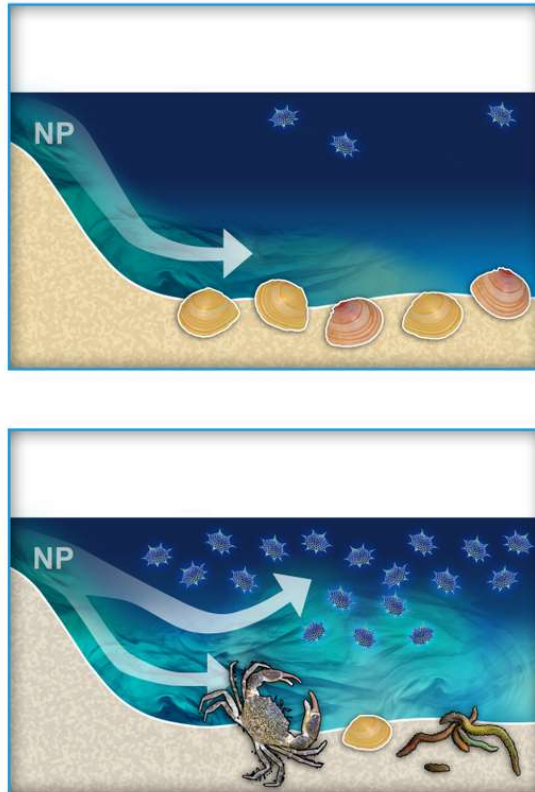
Sarnaselt teiste ruumianalüüsi meetoditega sisestatakse intellektitehnika puhul mudelisse suur hulk keskkonnamuutujaid ja lastakse mudeli algoritmil automaatselt valida mudeli ehitamiseks need keskkonnamuutujad, mis seostuvad paremini ennustatava bioloogilise muutujaga. Keskkonnamuutujate valik aga pole siin juhuslik. Kvaliteetse mudeli loomise eeltingimus on ökoloogiliselt olulisemate keskkonnategurite kaasamine ja hiljem modelleerimise käigus leitud seoste kuju sisuline mõistmine.

Parima kirjeldava mudeli leidmiseks kasutasime parima prognoosi meetodit ehk prognoosivea minimeerimist. Kuna mudelisse kaasatud keskkonnamuutujate näol on tegemist pidevate tunnustega, kasutasime mudelite ennustusvõime valideerimiseks lineaarset regressioonianalüüsi. Regressioonianalüüsi käigus arvutatud determinatsioonikordaja varieerub 0 ja 1 vahel; väärtus 0 näitab mudelennustuse täielikku juhuslikkust ja 1 täpset ennustust. Lisaks matemaatilisele valideerimisele hindasime visuaalselt mudelite abil määratletud keskkonnamuutujate ja liikide levikumustrite vaheliste seoste iseloomu. Parima mudeli abil teostasime ennustuse üle kogu Eesti mereala.

Levikumustrite ja protsesside mudeldamise tulemuste täpsemad kirjeldused (olulisemad keskkonnatunnused ja seoste iseloom) on välja toodud tulemuste peatükis vastavate jooniste allkirjades.

Eelpool kirjeldatud modelleerimistehnikat kasutasime ka survetegurite ruumimustrite modelleerimisel.

Survetegurite mõjude suuna ja tugevuse määramisel kasutasime meta-analüüsi. Tegemist on viimasel ajal suurt populaarsust kogunud teadusliku meetodiga, mille puhul kogutakse süsteemselt infot kas juba publitseeritud teaduskirjandusest või eritüübilistest andmebaasidest. Analüüsi tulemusena saame määratleda meid huvitava surveteguri liigispetsiifilise või ökosüsteemse mõju suurust ja suunda (Guy-Haim *et al.*, 2018). Meta-analüüsi käigus määratletud mõjude koefitsiente saab otseselt kasutada, et näidata uuritud survetegurite mõju merekeskkonna ressursside kasutamisest saadava majandusliku mõju hindamise mudelis olevatele loodusväärtustele ja ökosüsteemiteenustele. Metaanalüüsise efektiivsus teiste uurimismeetodite ees on nende võime väga kiirelt üldistada olemasolevat teaduslikku teavet mingi protsessi või nähtuse kohta. Selline teadmiste kontsentraat võimaldab meil väga selgelt mõista surveteguri mõjude mitmekesisust ning näidata ka ära, milliste aspektide kohta meil täna teadmised napivad (joonis 1; vt peatükk 4.4).



Joonis 1. Meta-analüüside abil on võimalik hinnata selliste uute agressiivsete võõrliikide nagu rändkrabi ja ümarmudila ökosüsteemset mõju Eesti rannikumeres. Ilma selliste agressiivsete võõrliikideta on suurem osa rannikumere biomassist talletunud mitmeaastaste suurvetikate ja selgrootute biomassi (ülemine pilt). Võõrliikide ilmumisel ja massilisel esinemisel süüakse suurem osa põhjas kasvavatest vetikatest ja selgrootutest ära, mille tagajärjel muutub põhjakoosluste iseloom ebastabiilseks ning veesambas suureneb oluliselt toitainete sisaldus. Viimane muutus toob enesega kaasa ka sagedasi mikrovetikate massvohamisi (alumine pilt).

3.3. Kaartide publitseerimine

Töö tulemusena valmisid kogu Eesti mereala kohta valitud ökosüsteemiteenuste ruumiandmekaardid (50 × 50 m võrgustikus või väiksema resolutsiooniga, kui alusandmed ei võimaldanud 50 × 50 m võrgustikus modelleerimist), mis teisendati majandusliku mõju hindamise mudeli, s.o mereala planeeringu formaati (1 × 1 km võrgustikus). Kaardid sisaldavad infot selle kohta, kus ökosüsteemiteenused esinevad ja milline on igas ruumipunktis nende pakkumine (numbriline väärtushinnang). Lisaks sisalduvad kaartide hulgas ökosüsteemiteenuste pakkumist mõjutavate valitud survetegurite kaardid.

Mereruumi planeerimise kontekstis on vaja saadud indikaatoreid omavahel ka võrrelda ning võimaluse korral luua üldistatud kaardikiht kõikide uuritud näitajate osas. Selliste üldistuste võimaldamiseks standardiseeriti kõikide ökosüsteemiteenuste indikaatorite väärtused selliselt, et need varieeruvad 0 ja 100 vahel. Antud skaalal iseloomustab 0 teenuse puudumist ning 100 teenuse maksimaalset väärtust Eesti merealal.

Kõik nimetatud ökosüsteemiteenuste ja survetegurite kaartide alusandmed edastati tellijale ArcGIS File Geodatabase'i formaadis. Kaardikihid publitseeriti veebipõhises kumulatiivsete mõjude hindamise kaardirakenduses.

Mereruumi planeerimise käigus on loomisel avalikuks kasutamiseks mõeldud veebirakendus PlanWise4Blue (PlanWise4Blue, 2019; <http://www.sea.ee/planwise4blue>), mis ühendab meremajandamise mudeli inimtegevuse kumulatiivse mõjude arvestamise mudeliga (Depellegrin *et al.*, 2019; Nõmmela *et al.*, 2019). Selline koondmudel võimaldab Eesti merealal hinnata erinevate planeeringustenaariumite majanduslikku kasu ja nende keskkonnamõju ning saadud analüüside põhjal välja töötada planeeringulahendusi, mis tagaks suure majandusliku potentsiaali keskkonda kahjustamata (Nõmmela *et al.*, 2019). Käesolevas töös valminud kaardikihte kasutatakse, et täiendada PlanWise4Blue kaardirakendust ökosüsteemiteenustega. Kaardirakendus võimaldab kuvada erinevaid loodusväärtusi (nüüdsest ka ökosüsteemiteenuste ruumiandmekaarte), teha nende kaardikihtide ülekatteanalüüse ning hinnata kasutaja määratletud survetegurite mõju valitud loodusväärtustele (MTÜ Eesti Merebioloogia Ühing, 2017).

3.4. Teiste riikide kogemuste analüüs, et hinnata väljajäänud ökosüsteemiteenuste kaardistamise vajadust

Teiste riikide kogemuse analüüsil lähtusime kahest olulisest infoallikast:

1. Kasutades erinevaid otsingumootoreid (Scopus, ISI WoS), analüüsisime kõige värskemat teaduskirjandust, mis on publitseeritud mereökosüsteemi teenuste kohta. Olulist tähelepanu pöörasime ESP (Ecosystem Services Partnership) 2018 konverentsil (San Sebastian) esitatud ettekannetele, kuna paljudel juhtudel on tegemist visiooniettekannetega, mis tõenäoliselt kujundavad antud valdkonna arengut Euroopas (vt peatükk 4.4).
2. Suhtlesime aktiivselt antud valdkonna tippspetsialistidega, kasutades selleks eksperdi laia koostöövõrgustikku või siis kontakteerusime otse erinevate Läänemere-äärsete riikide esindajatega, osaledes olulistest regiooni mõjutavates projektides, sh PanBaltic Scope (<http://www.panbalticscope.eu/>).

4. Töö tulemused

4.1. Ökosüsteemiteenuste kaardid

Allpool kirjeldame valitud elupaikade, toidu-, kliimaregulatsiooni, vee filtreerimise ja varustusteenuste indikaatoreid ning näitame ära nende teenuste numbrilised väärtused Eesti merealal. Aruandes kajastatud indikaatorid on väljendatud ühikutes, mis võimaldab indikaatoreid võimalikult lihtsalt siduda olemasolevate seireandmete kogudega ja mereruumi planeerimise ideestikuga. Näiteks biomassi väärtused on antud vetika kuivkaalus ruutmeetri kohta, süsiniku akumulatsioon tonni süsinikku ruutkilomeetri mereala kohta jne. Kaartide alusandmed on edastatud tellijale ArcGIS File Geodatabase'i andmeformaadis ehk iga teenuse indikaatori kohta on rasterkaardina esitatud selle pakkumine (s.o numbrilised väärtused) kogu Eesti mereala ulatuses (sh majandusvööndis).

Aruandes on enamik tulemustest näitlikustatud 50×50 m resolutsiooniga andmekihtide alusel genereeritud kaartidena, kaartide alusandmed lähevad aga ka kasutajasõbralikku veebiportaali PlanWise4Blue (<http://www.sea.ee/planwise4blue>; Depellegrin *et al.*, 2019), kust igaüks saab teenuste väärtusi mereala planeeringu 1×1 km resolutsiooniga võrgustikus ise lähemalt uurida. PlanWise4Blue portaal võimaldab lisaks teha lihtsamaid ülekatteanalüüse, anda üldistusi piirkonna ökosüsteemiteenuste pakkumise (numbrilise väärtushinnangu) kohta ning analüüsida valitud survetegurite mõju uuritud ökosüsteemiteenustele. Mereruumi planeerimise kontekstis on vaja saadud indikaatoreid omavahel võrrelda ning võimaluse korral luua üldistatud kaardikiht kõikide uuritud näitajate osas. Selliste üldistuste tegemise võimaldamiseks standardiseeriti indikaatorite väärtused selliselt, et need varieeruvad 0 ja 100 vahel. Antud skaalal iseloomustab 0 teenuse puudumist ning 100 teenuse maksimaalset väärtust Eesti merealal.

4.1.1. Elupaigategenus

Rannikumere elupaikade tähtsust ei ole võimalik alahinnata – suur osa maakera loodusrikkusest asub madalmeres. Rannikumere elupaikade pindala on globaalselt väga väike, kuid sellised „marginaalsed“ alad toodavad suure osa esmatoodangust. Suur tootlikkus tagab mereelupaikadega seotud vetikaliikidele ja suurselgrootutele suurepäraseid toitumis- ja varjetingimusi, võimaldab kaladel kudedada ja nende noorjärgudel areneda, katab merelindude ja -imetajate elupaiga- ja toiduvajadused. Ilma rannikumere elupaikadeta ei oleks võimalikud paljud sinimeremajanduse algatused, merede keskkonnaseisund oleks kehvem ning kliimamuutustest tingitud looduskatastroofide tagajärjed oleksid oluliselt suuremad. Intensiivistuv ja mitmekesisiv inimtegevus ohustab üha enam rannikumere elupaikade terviklikkust, toimimist ning nende pakutud hüvesid. Sellest tulenevalt on oluline nende hüvede määratlemine, kaardistamine ning väärtustamine.

Elupaigategenus hinnatuna pikaeliste elupaika moodustavate võtmeliikide põisadru, agariku, rannakarbi ja rändkarbi biomasside alusel

Läänemeri jääb liigirikkuselt ookeanile alla, kuid siit võib leida elupaiku, mida asustavad unikaalsed mere-, riimvee- ja mageveeliike sisaldavad kooslused. Liikide vähesuse tõttu on Läänemere ökosüsteem võrdlemisi haavatav, kuna ühe liigi hävimisel võib kaduda selle liigi täidetud roll ökosüsteemis ja pakutavad hüved inimestele.

Põisadru (*Fucus vesiculosus*) on Eesti rannikumere kõige suuremõõtmelisem merevetikaliik. Põisadru taime pikkus võib ulatuda kuni 80–90 cm-ni ja biomass ruutmeetril kuni 500–800 g kuivkaalus. On hinnatud, et põisadru taim võib elada kuni 25 aastat vanaks. Põisadru kooslused on Eesti rannikumere kõige liigirikkamad ja levivad praktiliselt kogu rannikumeres.

Agarik (*Furcellaria lumbricalis*) on Eesti rannikumere üks tuntumaid punavetikaid, mis levib peaaegu kogu Eesti rannajoone ulatuses. Läänemeres esineb sellel vetikaliigil kaks vormi – kinnituv ja lahtine ehk triiviv vorm. Agariku kinnituv vorm on Läänemeres väga tavaline. Tema talluse läbimõõt on 0,5–0,9 mm ja pikkus 4–20 cm. Taim kinnitub risoidide abil kividele, paeplaatidele või limuste kodadele. Vorm esineb iseseisvate kooslustena ja moodustab kooslusi teiste punavetikatega. Eesti vetes, Kassari lahes kasvava kinnitumata agariku tallustel puuduvad kinnitumis- ja paljunemisorganid, kuid muus mõttes sarnaneb see kinnitunud agariku vormile. Taimede pikkus on keskmiselt 4–4,5 cm ja talluste läbimõõt 0,5–0,8 mm. Lahtine agarik moodustab Väinameres koos punavetika *Coccolytus truncatus*’ega omaette koosluse, mis on tõenduslikult oluline püügiobjekt. Sarnaselt põisadrule on agarik väga oluline elupaika pakkuv vetikaliik. Üldjuhul kasvab agarik sügavamates merepiirkondades kui põisadru, kuid tihti võivad liikide levilad ka kattuda ning sellisel juhul tekib unikaalne Eesti mõistes väga suure liigilise mitmekesisusega elupaik, kus koosluse ülemine kiht moodustab põisadru koos sellele liigile iseloomulike kaaslejatega ning põisadru all varjatuna agarik temale omaste kaaslejatega.

Söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) on kujult veidi pikergune tume, sinaka läikega suurselgrootuliik. Liik kinnitub merepõhjas olevatele kividele ning kohati ka suurvetikatele. Läänemeres levib söödav rannakarp arvukamalt kuni 40 meetri sügavuseni, kuid kõige massilisemalt paikneb teda 5–15 m sügavusvahemikus. Tegemist on ühe kõige massilisema Läänemere põhjaloomastiku liigiga. Olles filtrerija, sõltub liigi ohtrus taimse hõljumi rohkusest. Sellest tulenevalt on söödavat rannakarpi eriti massiliselt intensiivse veevahetusega merealadel – väinades ning rannikunõlvadel. Suurte arvukuste juures suudab söödava rannakarbi elupaik

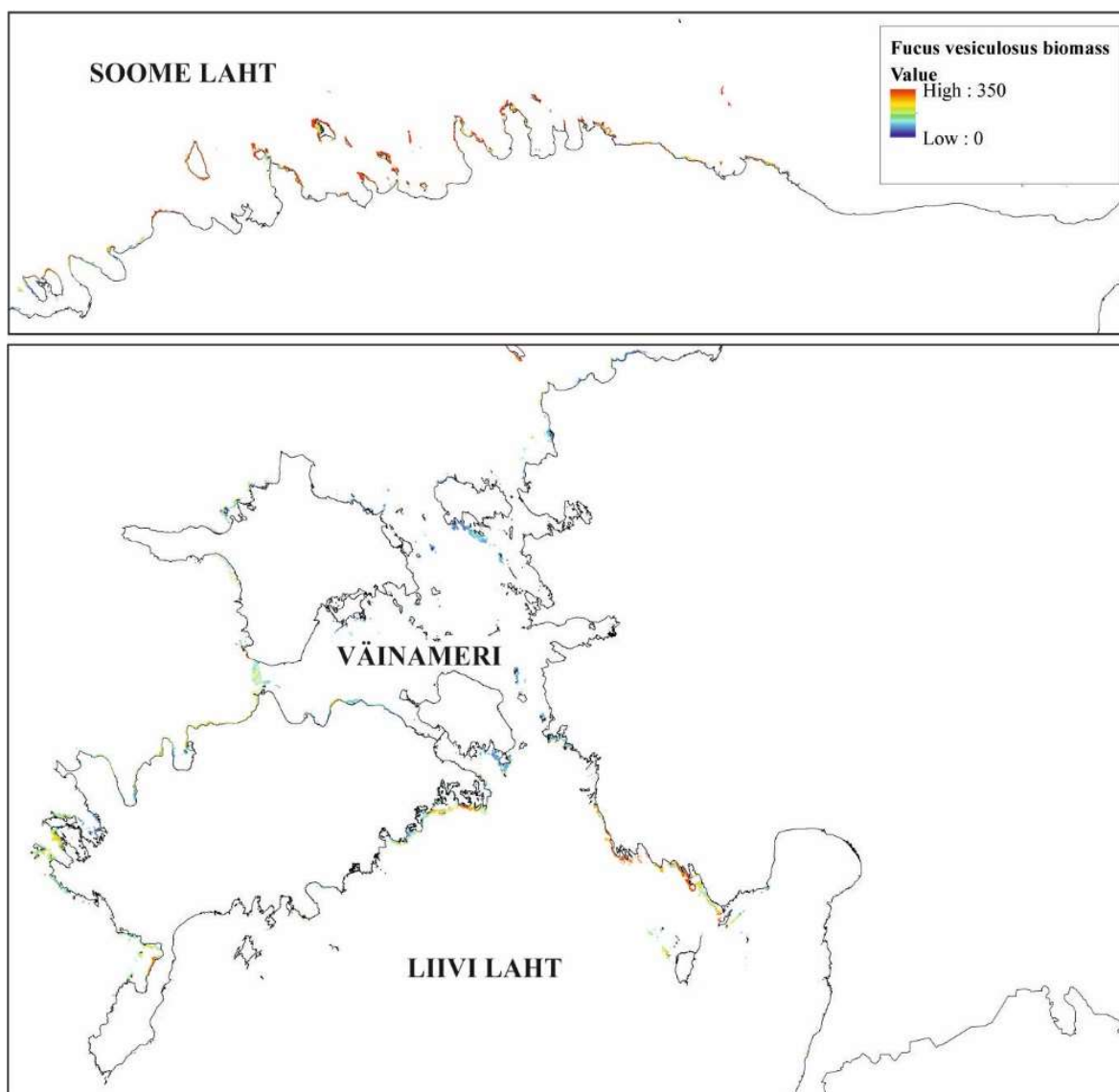
puhastada selle kohal oleva veesamba taimsest hõljumist ning selle kaudu pidurdada inimtekkelist eutrofeerumisprotsessi. Söödav rannakarp on väga oluline toiduliik mitmetele suurselgrootutest kiskjatele ja kaladele ning nagu nimigi viitab, kõlbab Läänemeres elav rannakarp ka inimese toidulauale. Söödav rannakarp on tuntud ka elupaiga insenerina ning tema kaudu veesambast põhjakooslustesse suunatud orgaanilisest ainest sõltuvad otseselt mitmed rannakarbi kooslustes elavad suurvetikate ja selgrootute liigid. Kui suurvetikate kooslused tekitavad liigilist mitmekesisust mere madalamates piirkondades, kuhu jõuab ka päikesevalgus, siis rannakarbi kooslused võimaldavad liigirikaste koosluste tekkimist nii madalmeres kui ka palju suuremates sügavustes.

Rändkarp (*Dreissena polymorpha*) on Läänemeres võõrliik, mis pärineb Musta ja Kaspia mere piirkonnast. Tal on 3–5 cm pikkune rohekaskollane väga muutliku kujuga koda. Koja pinnal on sageli ristipidi paiknevad või siksakilised pruunid ribad. Rändkarbil teatakse hulgaliselt alamliike. Eestis piirdub rändkarbi levik enim magestunud merepiirkondadega ning mageveekogudega. Uute soolasemat vett taluvate alamliikide saabumine Musta mere piirkonnast võib aga laiendada liigi asurkonda üle kogu Läänemere. Liik asustab peamiselt kiviseid põhju, kuid võib elada ka pehmetel setetel. Liigile on iseloomulik kobardumine, mille tagajärjel tekitavad rändkarbid enesele soodsa kõva pinnase. Suurimad sügavused, kus elujõulisi rändkarbi populatsioone on siiani leitud, ei ületa tavaliselt kümmet meetrit.

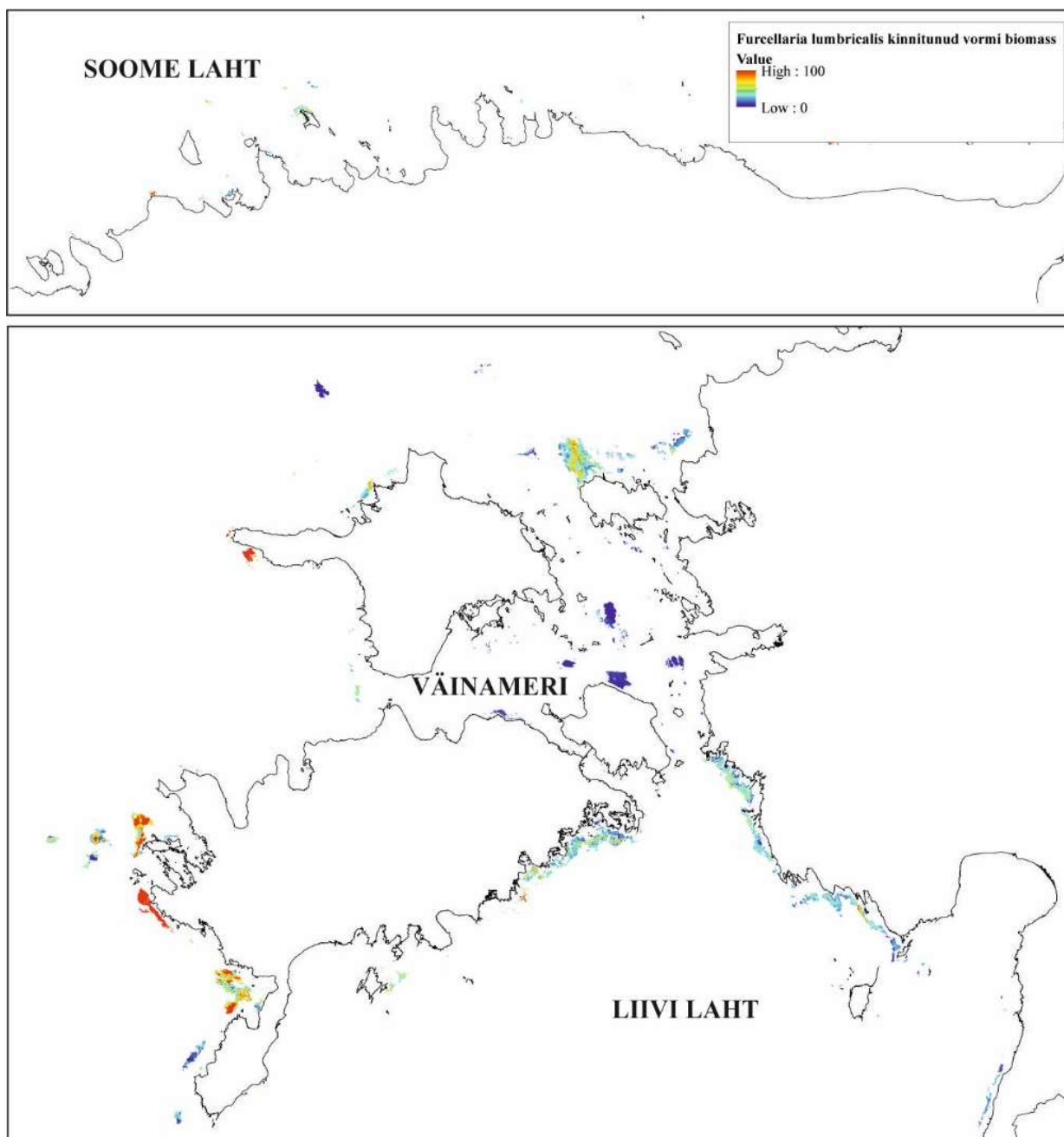
Käesolevas aruandes käsitletakse rändkarpi nii elupaiku moodustavate liikide all kui ka survetegurite peatükis (võõrliik). Rändkarp on meie rannikumeres elanud juba mitusada aastat ning täidab siin olulist rolli elupaikade kujundamisel ning ökosüsteemide stabiilsuse säilitamisel. Tegemist on elupaiga inseneriga, kes aktiivse filtreerimise kaudu suudab oluliselt pidurdada veekogude eutrofeerumisprotsesse ning soodustada põhjataimestiku ja -loomastiku arengut. Erinevalt söödavast rannakarbist on aga rändkarbi populatsioonid vähem stabiilsed ning nende asustustihedus varieerub aastati üsna suures ulatuses.

Allpool on esitatud valitud suurvetikate ja -selgrootute modelleeritud biomassi kaardid Eesti merealal. Iga teenuse indikaatori kohta on olemas selle pakkumine (s.o numbrilised väärtused iga piksli kohta) kogu Eesti mereala ulatuses. Kuna erinevate liikide elupaigaeelistused on väga erinevad, siis ei ole praktiline anda üldistatud soovitusi selle kohta, millised merealad on eriti olulised just elupaigategenuse pakkumise seisukohast. Kui aga vaadelda kitsamalt erinevaid rühmi, siis kivistele põhjadele iseloomulikud liigid levivad suurema biomassiga Läänemere avaosas ja Liivi lahes ning lahtise agariku kooslused asustavad peamiselt Väinamere piirkonda (joonised 2–6).

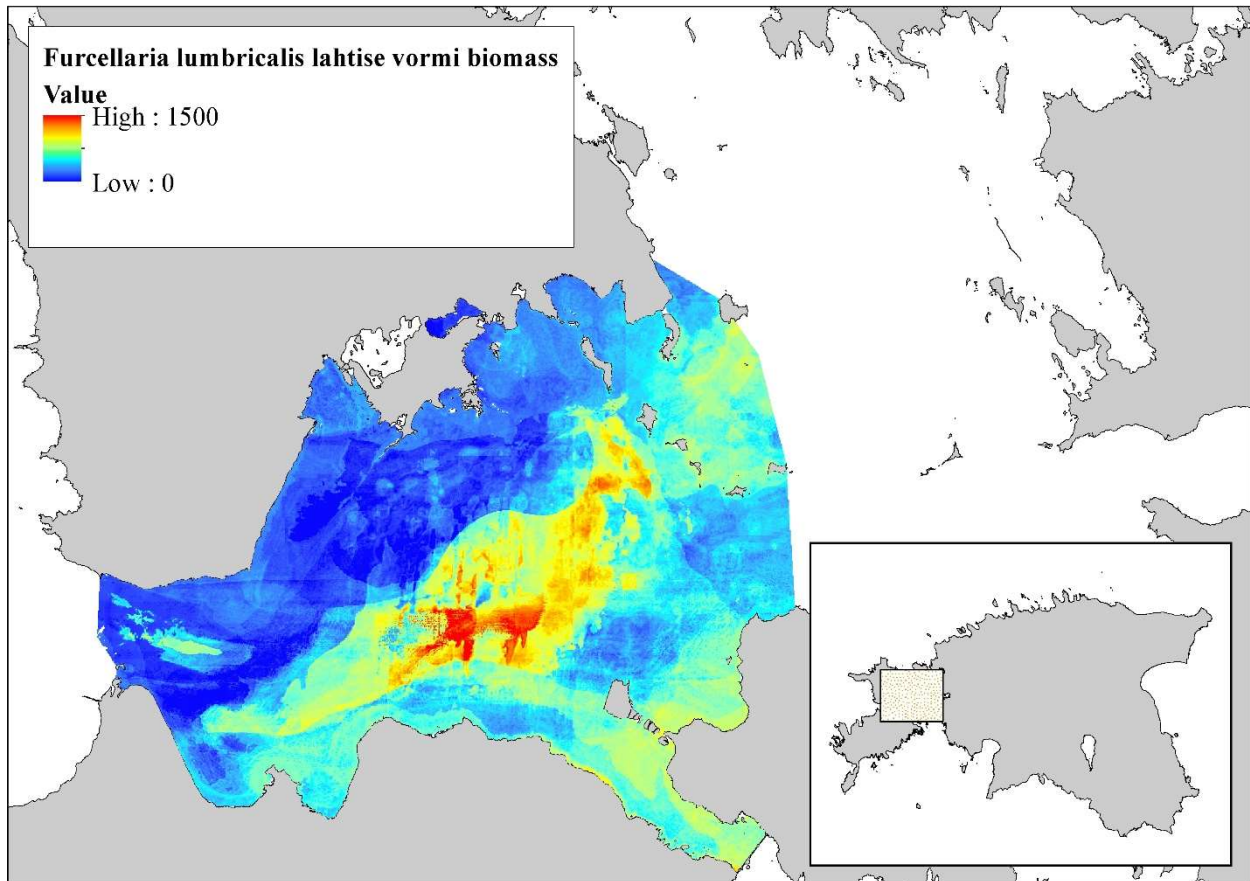
Käesoleva aruande mudelproduktid kohalduvad (omavahel suurel määral kattuvate) loodusdirektiivi, merestrategia raamdirektiivi ja HELCOM-i mereelupaikade klassifikatsioonidega, kuid on nendest oluliselt detailsemad (suurem ruumiline lahutus, eristame liike ja anname täpsed biomassi väärtused). Seega aruandes käsitletud ökosüsteemiteenuste produktidest saab tuletada loodusdirektiivi, merestrategia raamdirektiivi ja HELCOM-i osasid elupaiku, aga mitte vastupidi. Näiteks on loodusdirektiivi ühe elupaiga alla üldjuhul koondatud mitu liiki, sh karide elupaik agregeerib kõik kõvadele põhjadele iseloomulikud elupaiku moodustavad liigid (põisadru, agarik, merekarbid). Käesolevas projektis modelleerisime andmekihtide saamiseks TÜ Eesti Mereinstituudi andmekogudele toetudes erinevate oluliste elupaika moodustavate liikide biomassilevikut ja nende liikidega seotud olulisi protsesse. Saadud mudelproduktidest saime allpool kirjeldatavad indikaatorid, mis on kasutatavad erinevate ökosüsteemiteenuste pakkumise kirjeldamiseks. Saadud mudeleid võrdlesime ka 2018. aasta loodusdirektiivi elupaikade kaardistusega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018), et tagada mudelproduktide omavaheline ühildatavus.



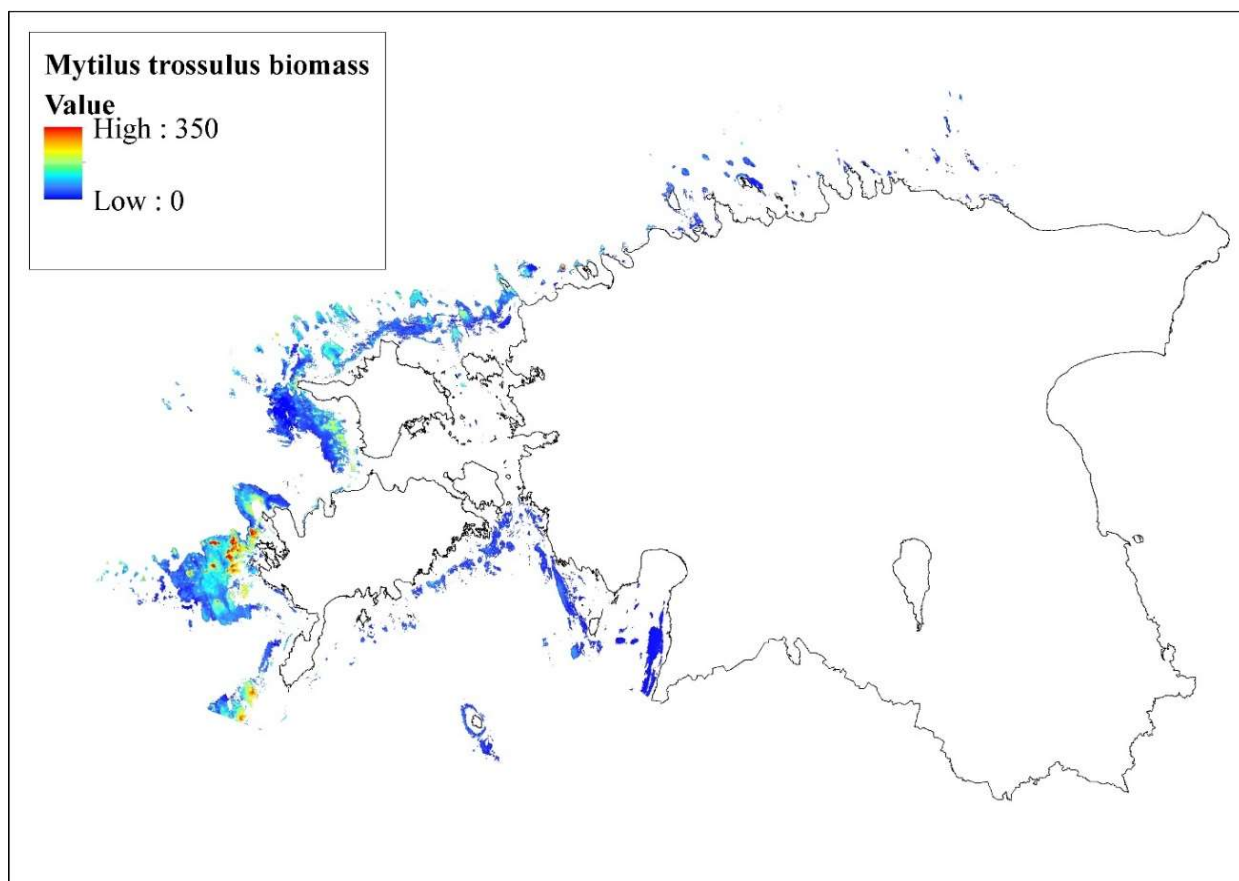
Joonis 2. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) modelleeritud biomass Eesti merealal (g kuivkaalus m⁻²). Käesolevas projektis kasutasime RITA projekti „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“ raames (ADDVAL-BIOEC, 2019) väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida põisadru biomassilevikut suurema ruumilise lahutusega (50 m). Lisaks harmoniseerisime saadud andmekihi töö „Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine“ alusandmetega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Põisadru biomassi ruumiline varieeruvus on enim määratletud merepõhja sügavusest, setete iseloomust ja avatustest lainetusele. Suuremad põisadru biomassid esinevad mõõdukalt lainetusele avatud piirkondades 2–7 m sügavusvahemikus kivistel põhjadel või segusetetel, mille pehme fraktsiooni osakaal jääb alla 40%.



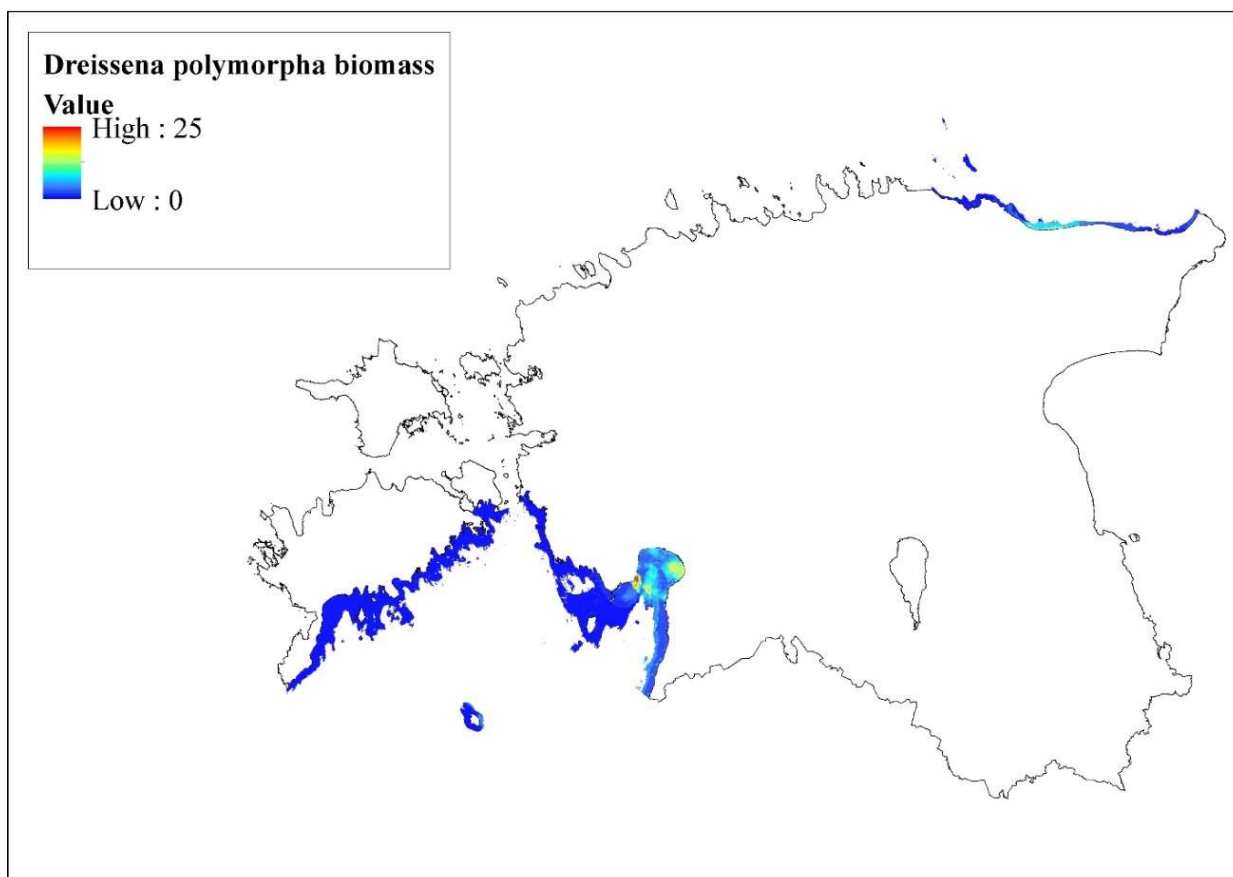
Joonis 3. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) kinnitunud vormi modelleeritud biomass Eesti merealal (g kuivkaalus m⁻²). Käesolevas projektis kasutasime RITA projekti „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“ raames (ADDVAL-BIOEC, 2019) väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida agariku kinnitunud vormi biomassilevikut suurema ruumilise lahutusega (50 m). Lisaks harmoniseerisime saadud andmekihi töö „Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine“ alusandmetega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Agariku kinnitunud vormi biomassi ruumiline varieeruvus on enim määratletud merepõhja sügavusest, setete iseloomust, avatustest lainetusele ja hoovustest. Suuremad agariku kinnitunud vormi biomassid esinevad lainetusele avatud piirkondades sügavusvahemikus 5–9 m kivistel põhjadel või segusetetel, mille pehme fraktsiooni osakaal jääb alla 50%. Hoovuste suurenemisel agariku kinnitunud vormi biomass suureneb.



Joonis 4. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) lahtise vormi modelleeritud biomass Eesti merealal (g toorkaalus m⁻²). Kuna tõenduslikult kasutatava lahtise agariku vorm levib vaid Väinameres, siis piirduti modelleerimisel vaid selle ruumipiirkonnaga. Erinevalt teistest suurvetika- ja -selgrootute liikidest seiratakse ja registreeritakse agariku tõenduslikku püüki märgkaalu ühikutes ning sellest tulenevalt on ka mudelprodukt väljendatud agariku märgkaaluna. Agariku kuivkaalu leidmiseks on vaja toorkaal jagada kuuega. Käesolevas projektis kasutasime RITA projekti „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“ raames (ADDVAL-BIOEC, 2019) väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida agariku lahtise vormi biomassilevikut suurema ruumilise lahutusega (50 m). Lisaks harmoniseerisime saadud andmekihi töö „Eesti mereala elupaikade kaardandmete kaasajastamine“ alusandmetega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Agariku lahtise vormi biomassi ruumiline varieeruvus on enim määratletud merepõhja sügavusest, vee läbipaistvusest ja hoovustest. Suuremad agariku lahtise vormi biomassid esinevad sügavusvahemikus 6–9 m. Hoovuste suurenemisel agariku lahtise vormi biomass väheneb, valgustingimuste paranemisel agariku lahtise vormi biomass suureneb.



Joonis 5. Söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) modelleeritud biomass Eesti merealal (g kuivkaalus m⁻²). Käesolevas projektis kasutasime RITA projekti „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“ raames (ADDVAL-BIOEC, 2019) väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida söödava rannakarbi biomassilevikut suurema ruumilise lahutusega (50 m). Lisaks harmoniseerisime saadud andmekihi töö „Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine“ alusandmetega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Söödava rannakarbi biomassi ruumiline varieeruvus on enim määratletud merepõhja sügavusest, setete iseloomust, soolsusest ja hoovustest. Suuremad söödava rannakarbi biomassid esinevad lainetusele avatud/tugevate hoovustega piirkondades kolmest meetrist sügavamal kivistel põhjadel või segusetetel, mille pehme fraktsiooni osakaal jääb alla 15%. Söödava rannakarbi ei levi üldjuhul merealadele, mille soolsus jääb alla 5 promilli.



Joonis 6. Rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) modelleeritud biomass Eesti merealal (g kuivkaalus m⁻²). Modelleeritud andmekihti harmoniseeriti töö „Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine“ alusandmetega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018). Rändkarbi biomassi ruumiline varieeruvus on enim määratletud merepõhja sügavusest ja toitainete kättesaadavusest. Suuremad rändkarbi biomassid esinevad sügavusvahemikus 2–4 m. Merevee toitainete sisalduse suurenemine suurendab rändkarbi biomassi.

Räime koelmualad elupaigategenuse ja nende rahaline väärtus (eurodes aasta kohta)

Räim on Eesti kõige olulisem püügikala, mille koelmualasid on vajalik väärtustada lähtuvalt selle kalaliigi tarbimise mahust. Kevadkuduräim koeb peaaegu kogu Läänemere ranniku ulatuses, erandiks on vaid selle kõige magedamad piirkonnad. Koelmud asetsevad hea vee segunemise piirkondades, kuna arenevad embrüod vajavad arenguks hapnikku ning aktiivne veevahetus kannab marjadest erituvad laguained eemale. Sellistele merepiirkondadele on iseloomulik ka suur bioloogiline produktiivsus ning seetõttu leidub seal räime vastsetele ohtralt toitu, loomset hõljumit. Kudemiskohtades on merepõhi tavaliselt kivine ja kivid lausaliselt kaetud erinevate põhjataimestiku liikidega, nagu *Furcellaria lumbricalis*, *Pylaiella littoralis*, *Zostera marina* ja *Fucus vesiculosus*. Räim väldib pehmele põhjale kudemist. Konkreetsete koelmute kasutamine varieerub ajas ja on seotud aastatevahelise temperatuuri, kodusubstraadi ja inimtegevuse intensiivsuse varieeruvusega.

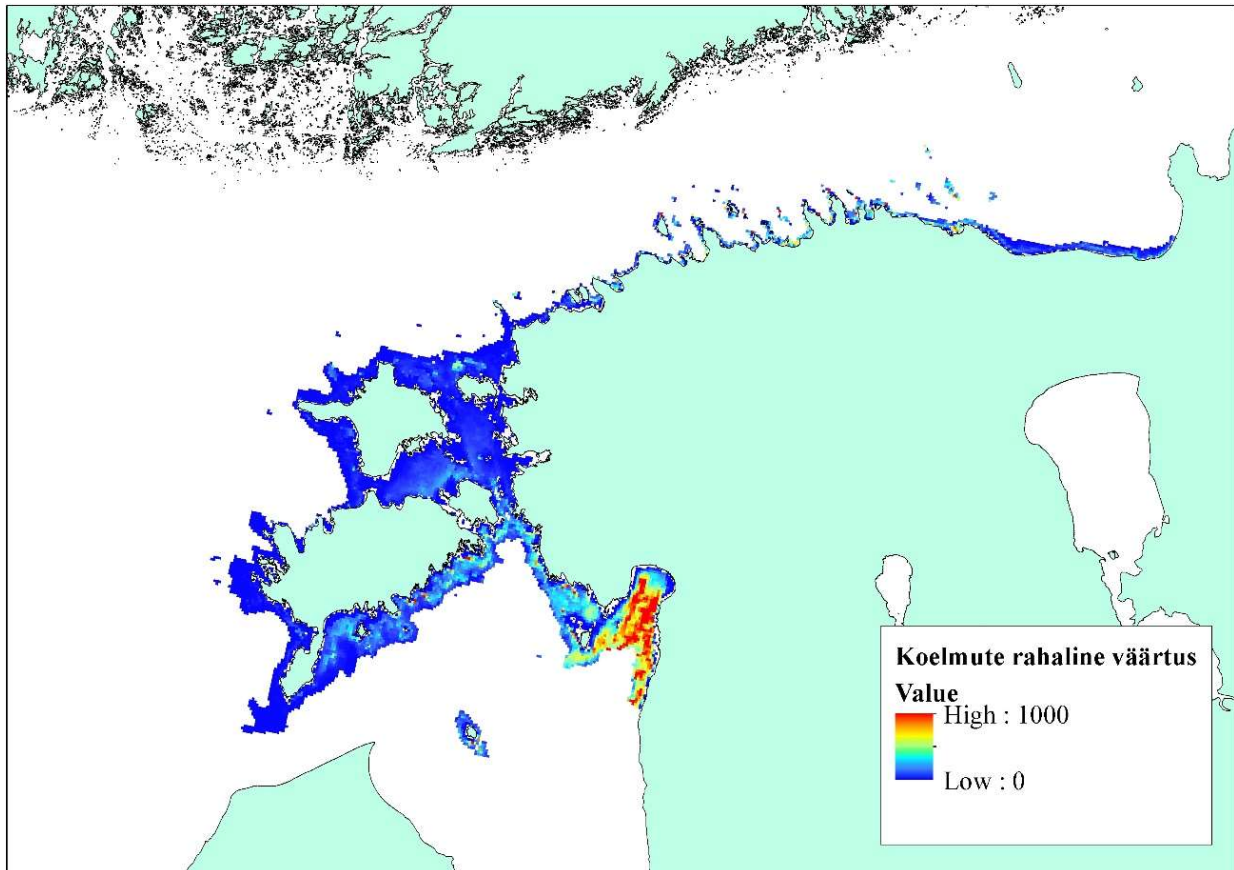
Kevadkuduräime koelmualade kaardid loodi projekti „Kalakoelmute seisund ning koelmualade melioreerimise lähteülesande koostamine“ toel (TÜ Eesti Mereinstituut, 2015). Lähtudes modelleerimistulemustest paikneb räime koelmualadeks kõige sobilikum piirkond Pärnu lahes. Üksikud kudemisvõimalused on head Liivi lahe Saaremaa lõunarannikul, kuid üldiselt on Saaremaa lõunaranniku seisund rahuldav kudemistingimuste poolest. Räimekoelmute

modelleeritud seisundist lähtudes on kudemisvõimalused rahuldavad ka Soome lahes. Projekti „Kalakoelmute seisund ning koelmualade melioreerimise lähteülesande koostamine“ toel loodud räime koelmuala kaardikiht teisendati ELME projektis 1 × 1 km planeeringu võrgustikku. Räime koelmualade kaardikihis iseloomustab iga piksli väärtus piirkonna sobivust räime koelmualana. Selles teenuse mitterahalist väärtust iseloomustava indikaatori andmekihis (vastav ArcGIS File Geodatabase'i formaadis andmekiht on esitatud teiste kihtidega koos tellijale; kaarti käesolevasse aruandesse ei lisatud, vt ka joonise 7 allkiri) varieeruvad väärtused 0 ja 100 vahel, kus 0 viitab ebasobilikele koelmualadele ning 100 ideaalsetele koelmualadele.

Selleks, et anda rahaline hinnang räime koelmualadele, seoti kevadkuduräime koelmualade kaart püügistatistika ja esmakokkuostuhinnaga. Esmalt summeerisime koelmualade sobivuse kaardikihi kõikide pikslite väärtused kogu Eesti merealal ja saime mitterahalise hinnangu Eesti rannikumere poolt pakutava räime koelmualade teenusele. Üks võimalus räime koelmualade rahaliseks hindamiseks on siduda saadud mitterahaline indikaator turupõhise hindamisega, s.o esmakokkuostuhinnaga. Selleks jagasime räime aastase summaarse esmakokkuostuhinna koelmualade vahel ära selliselt, et koelmuala mitterahaline väärtus määrab ära iga piksli rahalise osaku koelmualade koguväärtusest (vt valem allpool).

$$\text{Piksli mitterahaline väärtus} \times \frac{\text{Piksli rahaline väärtus} = \text{Eesti summaarne esmakokkuostu hind}}{\text{Eesti summaarne teenuse mitterahaline väärtus}}$$

Veterinaar- ja Toiduameti statistika kohaselt püüti 2017. aastal räime kokku 5 700 272 kg ning keskmine räime kokkuostuhind oli 0,17 eurot/kg (hinnatuna 2018. aasta 31. jaanuariks Maaeluministeeriumile esitatud ja kutselise kalapüügi registrisse sisestatud esmakokkuostukviitungite andmete alusel). See teeb aastase püügi väärtuseks kokku 969 046 eurot. Joonisel 7 on näidatud, kuidas see väärtus eri räime koelmualade vahel jaotub.



Joonis 7. Kevadkuduräime koelmute rahaline väärtus Eesti merealal määratletuna räimepüügi turupõhise kokkuostuhinna alusel (eurot aastas 1 km² pindala kohta). Piirkonna sobivus räime koelmualana ehk mitterahalise teenuse väärtus on väljendatav indeksiga, mille väärtus varieerub 0 ja 100 vahel ja milles 0 viitab ebasobilikele koelmualadele ning 100 ideaalsetele koelmualadele. Räime koelmualade rahalise (RkRV) väärtuse kaardikiht on lineaarselt teisendatav kaardikihiks, mis iseloomustab mereala sobivust räime koelmualana (RkS) järgnevalt: $RkS = RkRV / 13,4$. Näiteks kui meid huvitava piksli rahaline väärtus on 500, siis sellele vastab teenuse mitterahaline indikaatorväärtus 37,3.

4.1.2. Toiduteenus

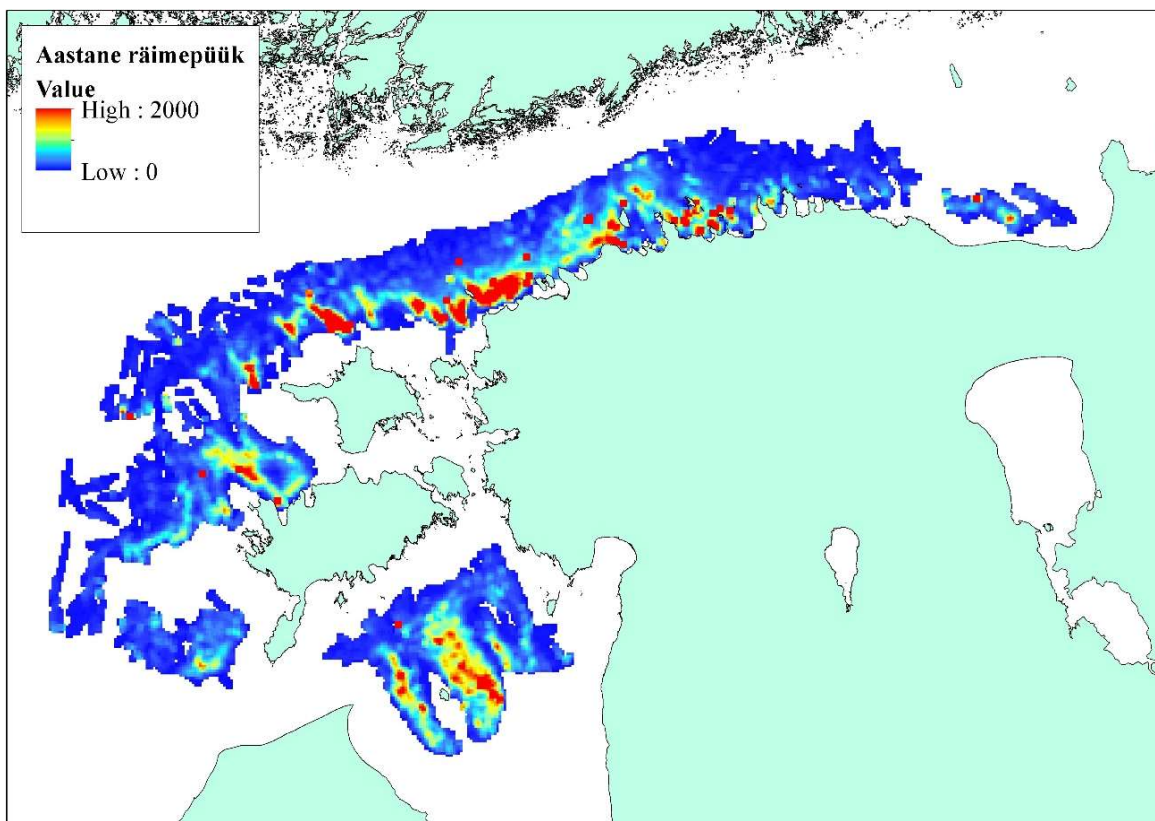
Kalapüük iseloomustab väga hästi toiduteenuse hüve ruumilist paiknemist ja kättesaadavust. Tegemist on põhimõtteliselt ainukese näitajaga, mille kohta kogutakse regulaarselt ja ühtsetel alustel toiduteenuse hindamiseks sobivat andmestikku. Selle kohta on olemas Veterinaar- ja Toiduametis väga head ühtsetel alustel riiklikud andmekogumid (vt ka peatükk 3.1), mida praegu uuendatakse päevapõhiselt.

Teoreetiliselt on võimalik luua mudel, mis seob kalade populatsioonidünaamika püügistatistikaga. Paraku on seosed kalade sigimisedukuse ja saagikuse vahel õhkõrnad, kuna siia vahele jääb mitu kriitilist ahelalüli, mis halbade juhuste kokkulangemisel põhjustab kalade noorjärkudele suurema või väiksema suremuse. Sellest tulenevalt tehaksegi meil seirepüüke, mille tulemusi kasutatakse kalapõlvkondade tugevuse määramisel ja püügisoovituste väljatöötamisel. Seega pole otstarbekas luua püügistatistika kõrvale alternatiivset toiduteenust kirjeldavat indikaatorit, mille kohta pole head riiklikku andmekogu ning mille indikaatiivsus on oluliselt madalam kui püügistatistika ise.

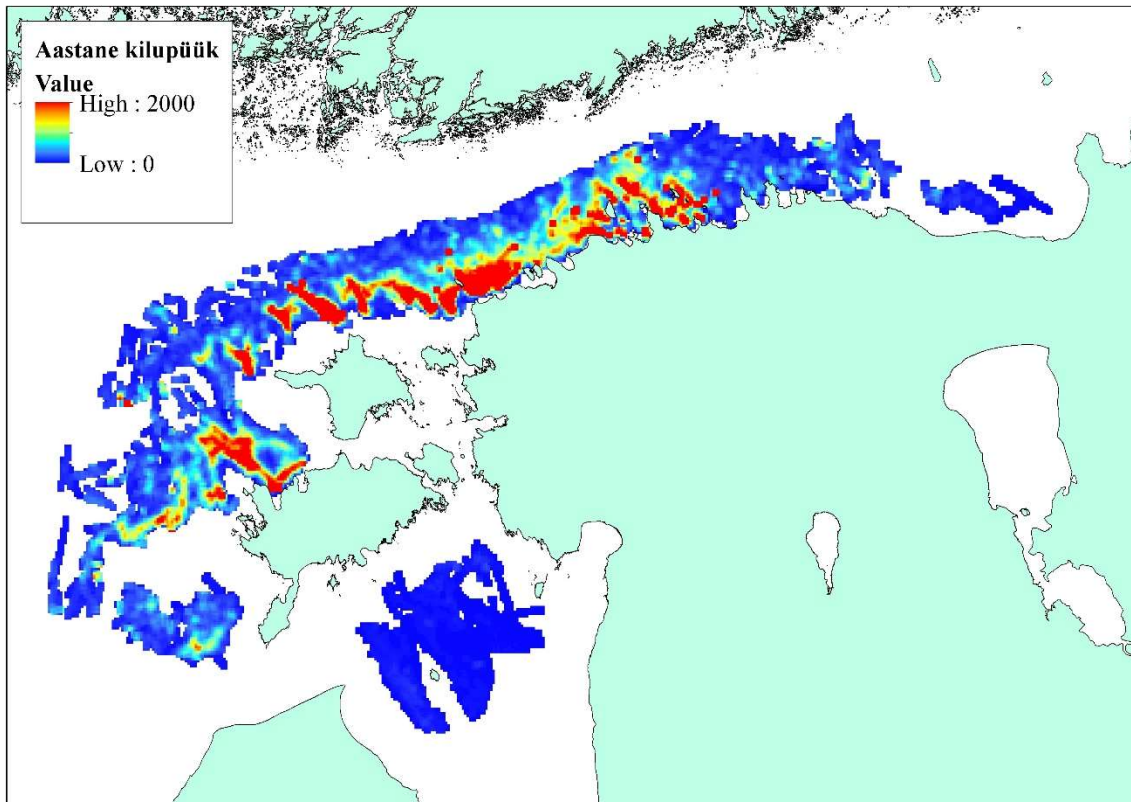
Eesti on mereäärne riik ning Läänemerest püütav kala moodustab suurema osa meie summaarsest kalapüügist (Eesti Statistika, 2019). Viimase kümne aasta jooksul on Läänemere püügimahud olnud keskmiselt ligikaudu 65 500 tonni aastas. 2017. aastal püüti Läänemerest 64 476 tonni kala, mis moodustas kogupüügist 78%. Läänemere püük jaguneb avamere- ja rannapüügiks. Suuremad kogused kala saadakse avamere traalpüügist, kus sihtliigid on räim ning kilu. Rannapüügil kasutakse peamiselt passiivseid kalapüüniseid ning sealne kalasaak on liigiliselt väga mitmekesine, sõltudes aastaajast ja püügipiirkonnast. Samas leiab rannakalanduses rakendust oluliselt rohkem kalureid: traallaevadel töötas 2016. aastal 155 inimest, Läänemerel püüdvate rannakalurite arv oli 1952.

Läänemerest püütakse peamiselt kilu ja räime (joonised 8–9). 2017. aastal moodustas nende liikide püügimaht Läänemere kogupüügist ligikaudu 96% ja kogu Eesti kutselisest kalapüügist 75%. Kilu ja räime järel on enim püütud ahvenat (joonis 10), väga hinnatud püügikala on ka koha (joonis 11). Kohavarude seisund meie meres pole kiita. Saagid koosnevad praktiliselt noorkaladest, kes on napilt püügimõõtu jõudnud. Selleks, et saavutada 1990. aastate saakide taset, on meres elavale kohale kehtestatud püsivad kudeaegsed püügipiirangud. Praegused püügipiirangud ongi märk sellest, et toiduteenuse kättesaadavus ajas väheneb ning kalavarude säästvaks majandamiseks tuleb osa varudest hoida puutumatuna. Sellest tulenevalt on ka toiduteenuse pakkumist mõistlik väljendada pigem püüginumbrites kui varu suurusena. Veelgi enam, paljude kalaliikide puhul me isegi ei tea varu suurust, kuna kalavarude regulaarne hindamine toimub meil vaid valitud kalaliikide kohta.

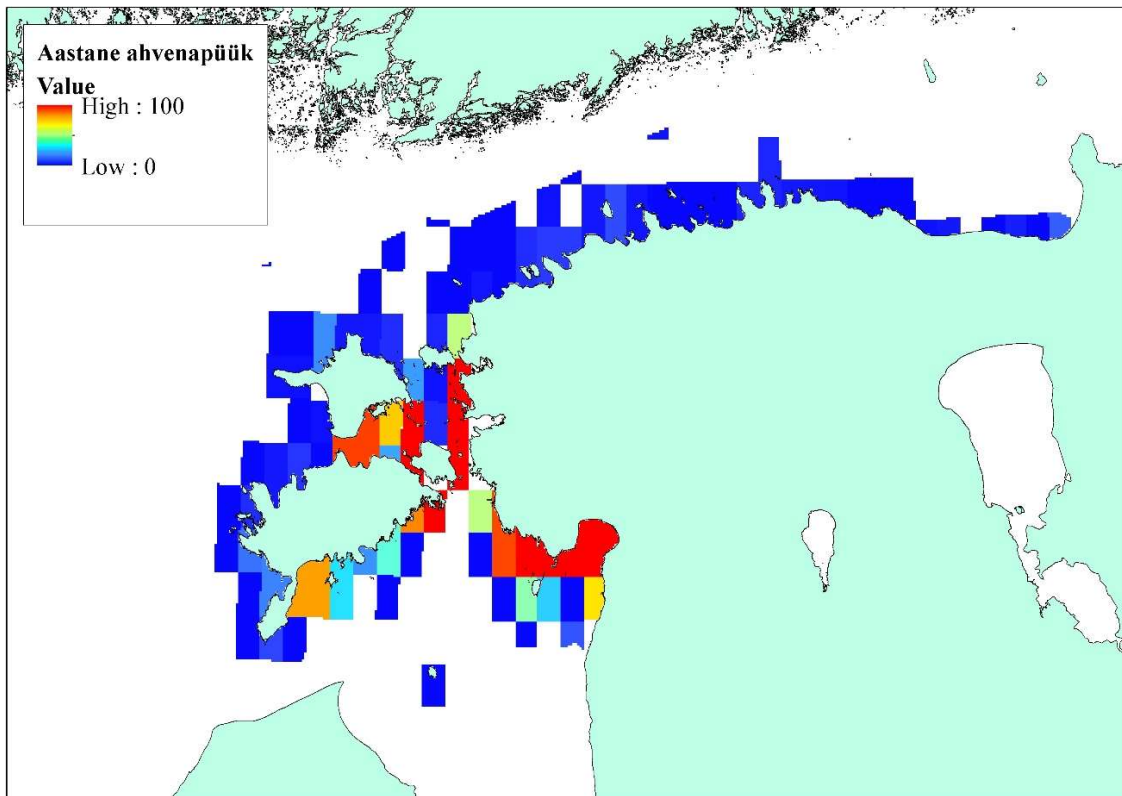
Toiduteenuste andmekihi on võimalik esitada ühtse integreeritud kaardikihina, kuna kõikide alusandmete ühik on sama. Tingituna avamere- ja rannapüügi erisustest on siiski praktiline hoida need kaks olemuslikult erinevat püügiviisi lahus, kuna vastasel korral alahindame rannapüügi tähtsust toiduteenuse seisukohast.



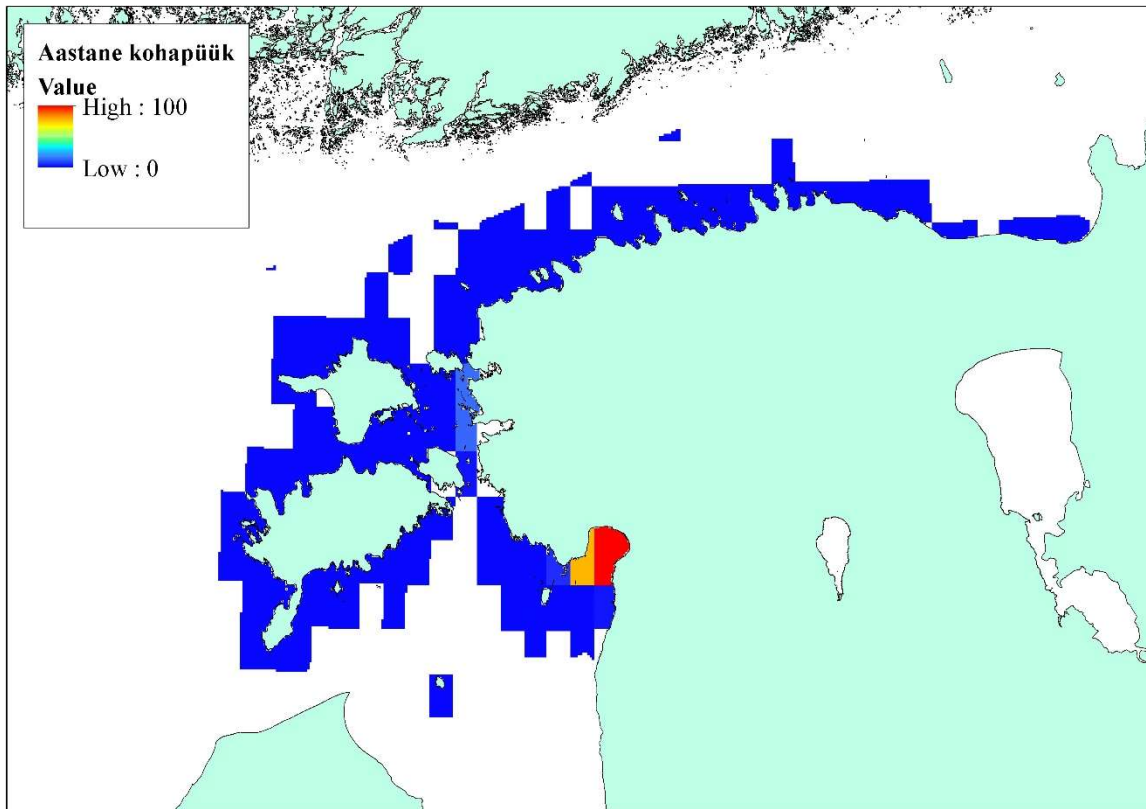
Joonis 8. 2017. aasta räime saak traalpüügis Eesti merealal (kg km² kohta).



Joonis 9. 2017. aasta kilu saak traalpüügis Eesti merealal (kg km² kohta).



Joonis 10. 2017. aasta ahvena saak rannapüügis Eesti merealal (kg km² kohta). Rannapüügi statistikat kogutakse püügiruutude kaupa. Seetõttu pole püügiruudu piires võimalik näidata püügi ruumilist varieeruvust ja rannapüügi ruumiline resolutsioon on väiksem kui teiste ökosüsteemiteenuste joonistel.



Joonis 11. 2017. aasta koha saak rannapüügis Eesti merealal (kg km² kohta). Rannapüügi statistikat kogutakse püügiaruutude kaupa. Seetõttu pole püügiaruudu piires võimalik näidata püügi ruumilist varieeruvust ja rannapüügi ruumiline resolutsioon on väiksem kui teiste ökosüsteemiteenuste joonistel.

4.1.3. Kliimaregulatsiooni teenus

Ehkki globaalselt on vaid väga väike osa merepõhjast (0,1–0,2%) kaetud meriheina-aasadega, suudavad meriheinad siduda tervelt viiendiku kogu ookeanis leiduvast süsinikust. Hinnanguline süsiniku sisaldus meriheina-aasadel on 25 200–84 000 t süsinikku km² kohta. Meriheintest kujunenud „süsiniku laod“ püsivad stabiilselt aastatuhandeid ja selles osas eristuvad nad oluliselt näiteks muldadest, kus süsinik seotakse vaid aastakümneteks (Gattuso *et al.*, 1998; Duarte *et al.*, 2005; Kennedy *et al.*, 2010; Fourqurean *et al.*, 2012). Veelgi enam, sellised meriheina-aasad seovad pindalaliselt 10 korda enam süsinikku kui näiteks metsaökosüsteemid. Korallid, merevetikad, vähilaadsed ja kalad on küll olulised merede süsiniku aineringses, kuid tingituna nende lühiealisusest ei aita nad kaasa pikaajalisele süsiniku sidumisele (Howard *et al.*, 2017).

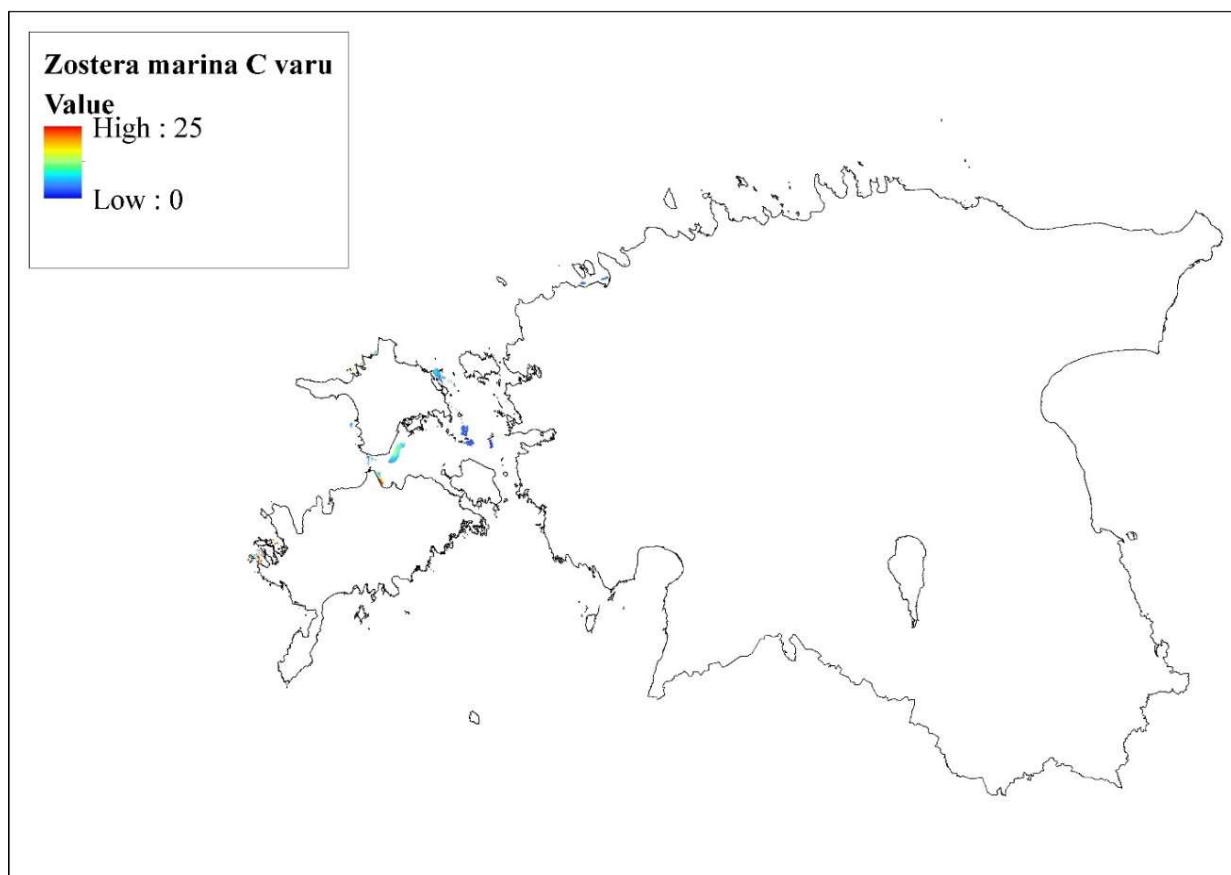
Eesti rannikumeres kasvab arvukalt pikk merihein (*Zostera marina*), mis täidab elupaika kujundavat ökoloogilist rolli lainetele mõõdukalt avatud liivastel põhjadel. Merihein on üks vähestest liikidest, mida peetakse Läänemeres puhta, puutumatu ja häirimata keskkonna indikaatoriks. Sarnaselt teistele meriheinte liikidele omab ka pikk merihein olulist potentsiaali süsiniku sidumises, mistõttu on vaja enam väärtustada selliseid elupaiku.

Käesoleva uurimistöökäigus modelleeriti meriheina biomassi Eesti rannikumeres, kasutades selleks TÜ Eesti Mereinstituudi andmekogusid liikide levikust ja elustiku ohtusest. Meriheina biomassi ruumiline varieeruvus on enim määratletud merepõhja sügavusest, soolsusest, hoovustest ja vee läbipaistvusest. Suuremad meriheina biomassid esinevad 2–6-meetrise sügavusega lainetusele

mõõdukalt avatud, mõõdukate hoovuste ja keskmise vee läbipaistvusega merealadel. Merihein ei levi üldjuhul merealadele, mille soolsus jääb alla 5 promilli.

Mereseire ja muude kaardistamistöõde käigus mõõdetakse vaid meriheina lehtede biomassi ning meriheina kogubiomassi (lehed + juured) saamiseks on vaja modelleeritud biomassi väärtusi korrigeerida selliselt, et oleks arvesse võetud ka juurte biomass. Läänemere põhjaosas on meriheina juurte ja lehtede suhe kuivkaalu ühikutes 0,87 ning süsiniku sisaldus meriheina kogubiomassist (kuivkaal) 37% (Rohr *et al.*, 2016). Kasutades teaduskirjandusest saadud konstante, konverteeriti modelleeritud biomassi (ArcGIS File Geodatabase'i formaadis meriheina biomassi andmekihid on esitatud teiste kihtidega koos tellijale; kaarti aruandesse ei lisatud, vt ka joonise 12 allkiri) andmed süsiniku sidumise potentsiaali ühikusse (joonis 12).

Selleks, et anda rahaline hinnang meriheina abil tagatud süsiniku sidumise hüvele, võib aluseks võtta näiteks Ameerika Ühendriikide valitsuse edastatud süsinikuemissiooni maksumuse, mis on nende arvutuste kohaselt 40,3 eurot t C⁻¹ (United States Government, 2010). Sellistele hinnangutele toetudes on meriheina seotud süsiniku sidumise hüve väärtus umbes 500 eurot meie tüüpilise 1 km² suuruse meriheina-aasa kohta. Eelpooltoodud arvutus on aga väga subjektiivne ning ei arvesta fossiilkütuste põletamise kaudsete mõjudega. Sellest tulenevalt on tegelik süsinikuemissiooni kulu ilmselt suurusjärgudes suurem. Samuti tuleb arvestada asjaoluga, et kasutatud lähenemine eeldab heas seisundis meriheina-aasade olemasolu. Paraku avaldab intensiivistuv inimtegevus meriheintele väga tugevat survet ning paljudes piirkondades on meriheinte-aasad kadunud või kadumas. Meriheina koosluste taastamine on aga väga kulukas ning hinnanguliselt kulub Eesti rannikumeres 1 km² meriheina-aasa taastamisele 40 miljonit eurot (projekti MERCES tulemus, <http://www.merces-project.eu/>). Eespool toodud näidete alusel on selge, et igasugune ökosüsteemiteenuste hinnastamine peab käsitlema erinevaid aspekte ning sama hüve hind võibki sõltuvalt taustatingimustest miljon korda erineda. Teenuste rahalise väärtuse määratlemisel tuleb paralleelselt kasutada mitut alternatiivset meetodikat, kuna vaid sellisel lähenemisel suudame vähendada määramatust oma hinnangutes.



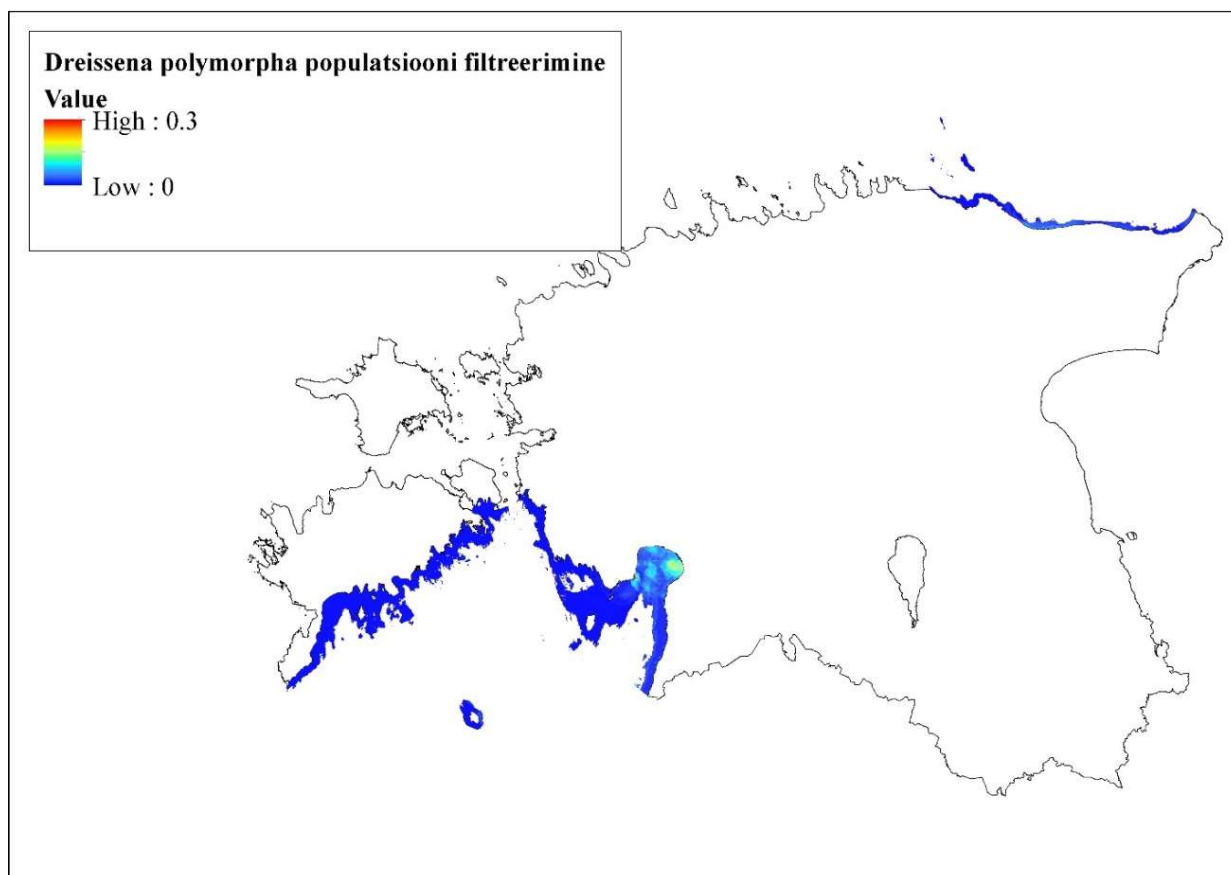
Joonis 12. Meriheina (*Zostera marina*) aasadesse seotud süsiniku hulk (g C m^{-2}). Tegemist on lineaarse teisendusega (biomassileviku joonise muster oleks antud joonisega sama), mille puhul meriheina seotud süsiniku hulk = $0,795 \times$ meriheina biomass g m^{-2} kuivkaalus.

4.1.4. Vee filtreerimise teenus

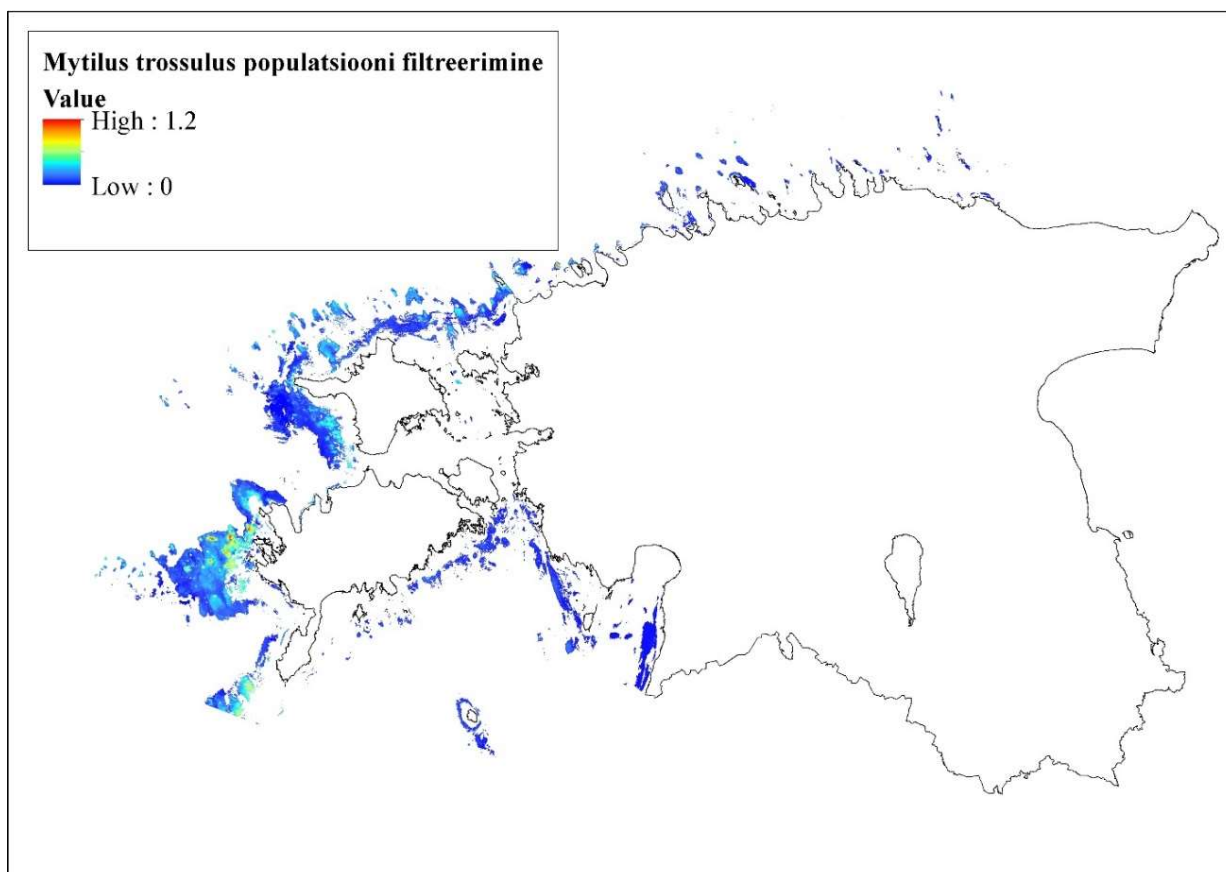
Merekarbipopulatsioonid omavad olulist potentsiaali merevee puhastusvõime tagamisel, mistõttu on vaja väärtustada nende filtreerimispotentsiaali karpidega asustatud aladel. Eesti rannikumeres on läbi viidud hulgaliselt eksperimentaalmõõtmisi söödava rannakarbi ja rändkarbi filtreerimiskiirustest (Kotta & Møhlenberg, 2002; Kotta *et al.*, 2005; Lauringson *et al.*, 2007, 2009). Sidudes sellised mõõtmised karpide loodusliku leviku mudelitega, on võimalik hinnata olemasolevate karbipopulatsioonide vee filtreerimise potentsiaali Eesti merealadel.

Tegemist on lineaarse teisendusega, mille puhul (1) rändkarbi populatsiooni abil filtreeritud vee hulk kuupmeetrites päevas m^2 merepõhja kohta = $0,0051 \times$ rändkarbi biomass g m^{-2} kuivkaalus ja (2) rannakarbi populatsiooni abil filtreeritud vee hulk kuupmeetrites päevas m^2 merepõhja kohta = $0,0022 \times$ rannakarbi biomass g m^{-2} kuivkaalus.

Käesoleva töö käigus uurisime eraldi rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) ja söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) filtreerimise ja erinevate keskkonnatunnuste vahelisi seoseid ning rakendasime saadud seoseid modelleeritud karpide biomasside peal, et hinnata rändkarbi ja söödava rannakarbi populatsiooni vee filtreerimise võimekust Eesti rannikumeres (joonised 13–14).



Joonis 13. Vee filtreerimise potentsiaal rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) abil (päeva jooksul keskmiselt filtreeritud vee maht kuupmeetrites ruutmeetri merepõhja kohta). Rändkarbi filtreerimise ruumiline varieeruvus on enim määratletud merepõhja sügavusest, soolsusest, vee temperatuurist ja taimse hõljumi rohkusest. Rändkarbi filtreerimine on intensiivsem 2–7-meetrise sügavusega merealadel, millele on iseloomulik madal soolsus (1–4 promilli) ja mõõdukas taimse hõljumi sisaldus. Lisaks intensiivistab vee temperatuuri tõus rändkarbi filtreerimist.



Joonis 14. Vee filtreerimise potentsiaal söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*) abil (päeva jooksul keskmiselt filtreeritud vee maht kuupmeetrites ruutmeetri merepõhja kohta). Rannakarbi filtreerimise ruumiline varieeruvus on enim määratletud soolusest, hoovuste liikumise kiirusest, vee temperatuurist ja taimse hõljumi rohkusest. Rannakarbi filtreerimine on intensiivsem soolasematel ja soojematel merealadel, millele on iseloomulik suur vee liikumine ja mõõdukas taimse hõljumi sisaldus.

4.1.5. Varustusteenus

4.1.5.1. Merekarbivaru kui varustusteenus

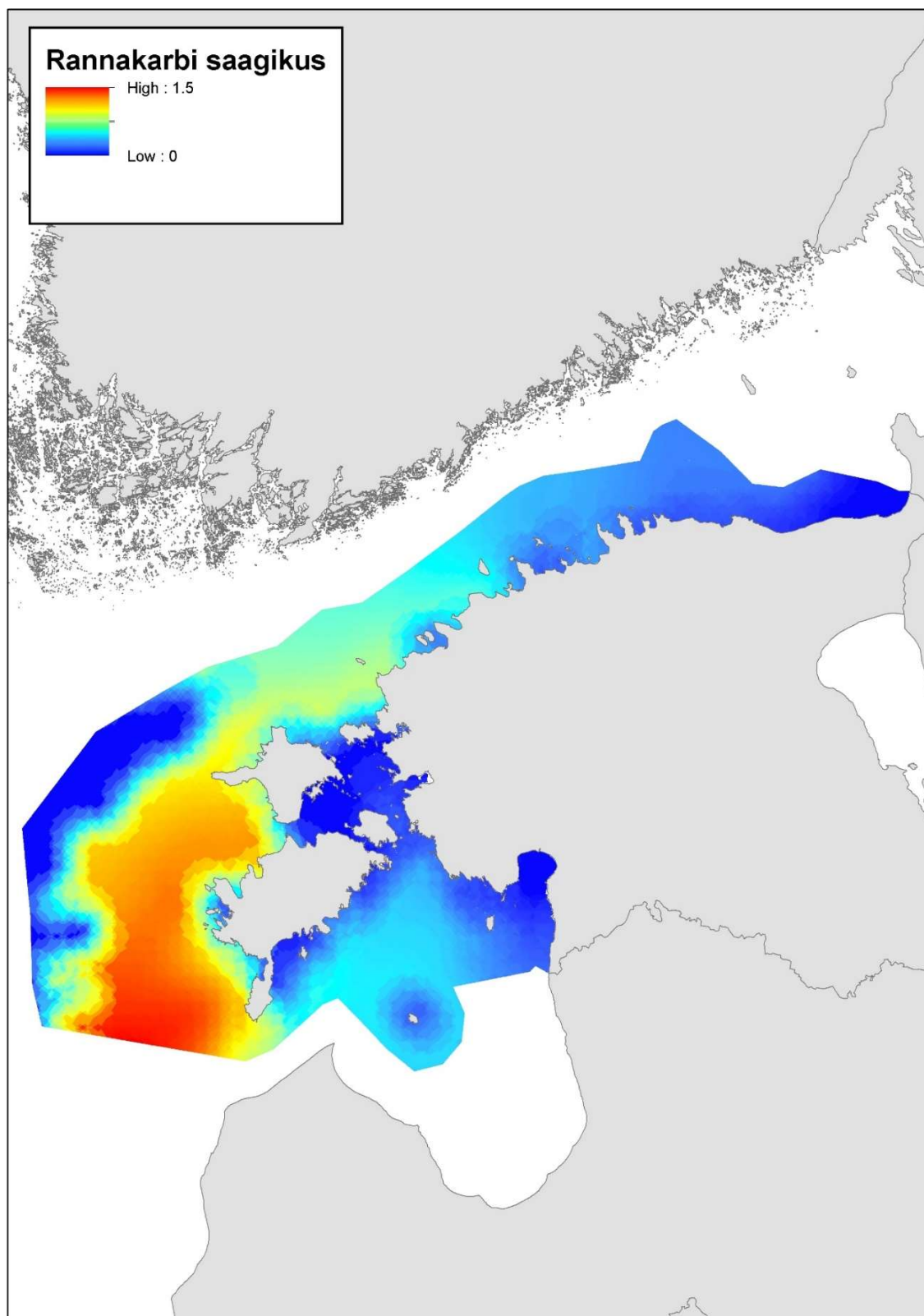
Merekarpide kasvatamist peetakse keskkonnahoidliku majanduse lipulaevaks ja selle tegevuse perspektiivikus on välja toodud mitmetes EL strateegias ning lokaalsetes keskkonnakaitse valdkonna suunistes. Karpide kasvatamine võimaldab ühelt poolt merest toitaineid välja viia ning teiselt poolt luua kõrge lisandväärtuse ja suure ekspordipotentsiaaliga vesiviljelustoodangut.

Karbikasvanduse näol on Läänemere piirkonnas tegemist väga uue tegevusharuga, kuid juba on ette näidata ka mitmeid edulugusid, nt Kieli farm Saksamaal ja Sankt Anna karbikasvandus Stockholmi lähistel. Hiljuti lõppenud INTERREG-i projekti Baltic Blue Growth (Baltic Blue Growth, 2019) tulemused näitavad samuti, et karpide saagikus meie mereala soolasemastes piirkondades ei ole oluliselt väiksem kui tüüpilises ookeanivees. Meil kasvanud karbid on küll väiksemad, kuid neid saab suurepäraselt kasutada kala-, looma või linnusöödana, aga samas ka inимtoiduks, kui neid eelnevalt töödelda.

Söödav rannakarp on meie olulisim vesiviljeldav karbiliik. Joonisel 15 on näidatud söödava rannakarbi modelleeritud kasvupotentsiaali väärtused kaheaastase kasvuperioodi jooksul.

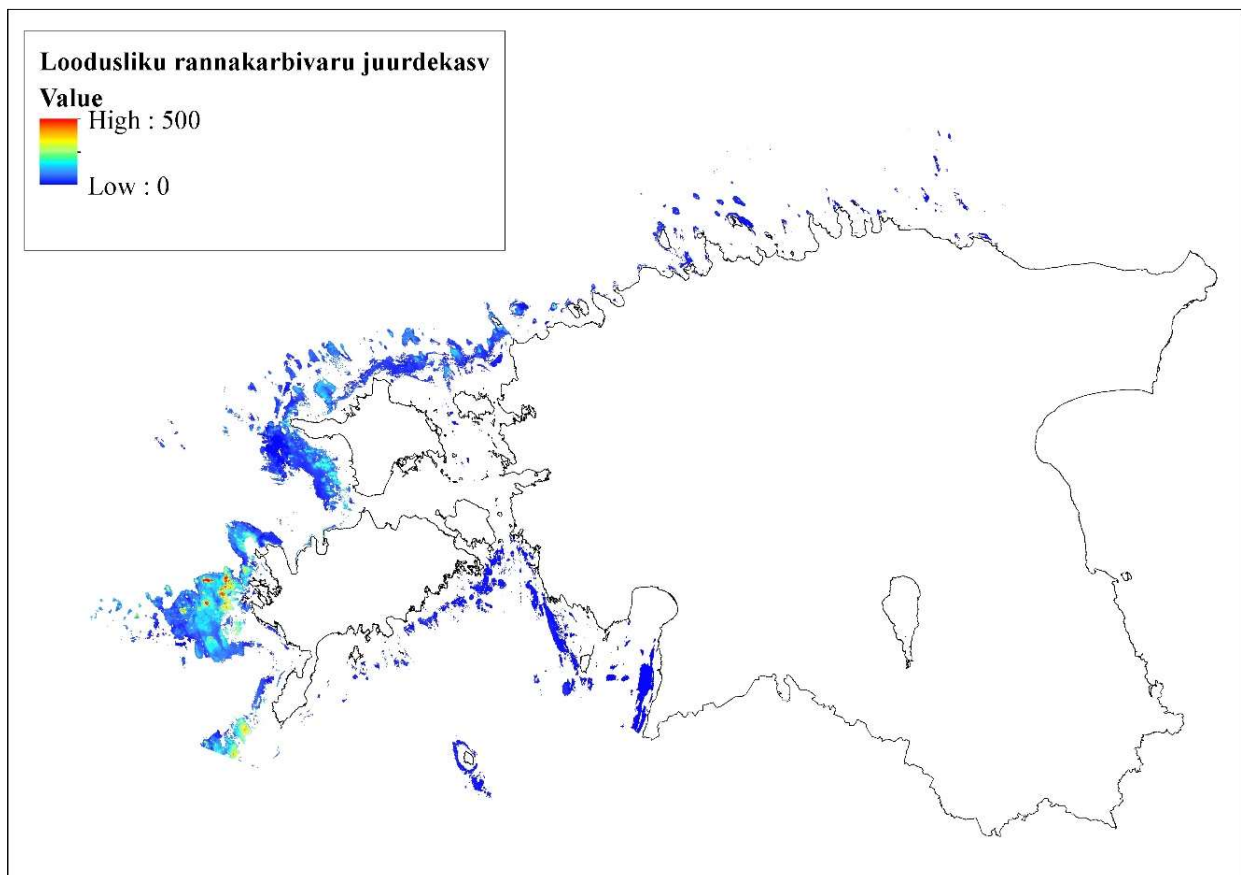
Käesolevas projektis kasutasime EMKF-i projekti „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“ raames väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida söödava rannakarbi kasvupotentsiaali suurema ruumilise lahtusega (50 m). Kuna see mudel on valideeritud Läänemere piirkonna karbifarmides realselt mõõdetud saagikuse näitajatega (INTERREG-i projekti Baltic Blue Growth andmed on kättesaadavad aadressilt <http://www.sea.ee/bbg-odss/Map/MapMain>), on tegemist väga realistlike karpide kasvukiiruse hinnangutega.

Söödava rannakarbi abil poolt toitainete eemaldamise potentsiaal on arvatav joonisel 15 näidatud juurdekasvu väärtustest, kuna saagikorjel merekeskkonnast eemaldatav toitainete hulk sõltub karpides sisalduvatest toitainete kogustest. Rannakarbi keskmine lämmastiku ja fosfori sisaldus on märgkaalu ühikutes vastavalt 0,55% ja 0,045%. Seega rannakarbi Eesti tüüpilise saagikuse juures (1 kg m^{-1}) tuuakse ühest 1 ha suurusest karbifarmist (25 km köieliini) ühe saagikoristamise jooksul välja 1,1 tonni lämmastikku ja 0,086 tonni fosforit (vastavad ArcGIS File Geodatabase formaadis andmekihid on esitatud teiste kihtidega koos tellijale; kaarte käesolevasse aruandesse ei lisatud).



Joonis 15. Rannakarbi saagikus potentsiaalsetes karbikasvandustes arvatatuna kaheaastase kasvuperioodi kohta (kg märgkaalus köieliini meetri kohta). Rannakarbi kasvukiiruse ruumiline varieeruvus on enim määratletud merevee soolsusest, hoovuste liikumise kiirusest, vee temperatuurist ja taimse hõljumi rohkusest. Rannakarbi kasvukiirus on intensiivsem soolasematel ja soojematel merealadel, millele on iseloomulik suur vee liikumine ja mõõdukas taimse hõljumi sisaldus.

Käesoleva projekti käigus ühildasime söödava rannakarbi kasvupotentsiaali mudeli (joonis 15) liigi biomassileviku mudeliga (joonis 5), et hinnata loodusliku merekarbivaru kasvupotentsiaali (saadud teenus näidatud joonisel 16). Varustusteenus on antud juhul matemaatiliselt väljendatav kui karbi biomass \times biomassi juurdekasv protsentides. Käesolevas projektis kasutasime EMKF-i projekti „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“ raames väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida söödava rannakarbi kasvupotentsiaali suurema ruumilise lahutusega (50 m). Lisaks kasutasime RITA projekti „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“ raames (ADDVAL-BIOEC, 2019) väljatöötatud ruumimudelit, et modelleerida söödava rannakarbi biomassilevikut suurema ruumilise lahutusega (50 m) ning harmoniseerisime saadud andmekihi töö „Eesti mereala elupaikade kaardandmete kaasajastamine“ alusandmetega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018).



Joonis 16. Loodusliku rannakarbivaru kasvupotentsiaal Eesti rannikumeres ühe aasta jooksul g märgkaalus m^{-2} kohta.

4.1.5.2. Vetikavaru kui varustusteenus

Agariku lahtise vormi biomassimustrid (biomass arvatuna grammi ruutmeetri kohta) on toodud joonisel 4. Üks võimalus agariku varu rahalise väärtuse hindamiseks on siduda agariku lahtise vormi biomass selle kokkuostu hinnaga. Kui Väinamere piirkonna keskmine agariku lahtise vormi biomass on $700 \text{ g toorkaalus } m^2$ kohta, siis 2016. aasta kokkuostu hinna alusel ($0,04 \text{ € kg}^{-1}$; agariku keskmine esmakokkuostuhind on kajastatud 2017. aasta 27. jaanuariks Maaeluministeriumile esitatud ja kutselise kalapüügi registrisse sisestatud esmakokkuostuviitungite andmete alusel) kujuneb agariku lahtise vormi 1 km^2 katva vetikavaru keskmiseks hinnaks 28 000 eurot (vetikavaru rahalise väärtuse joonist aruandes eraldi ei esitata, alusandmete kiht, milles teenuse rahaline väärtus on näha

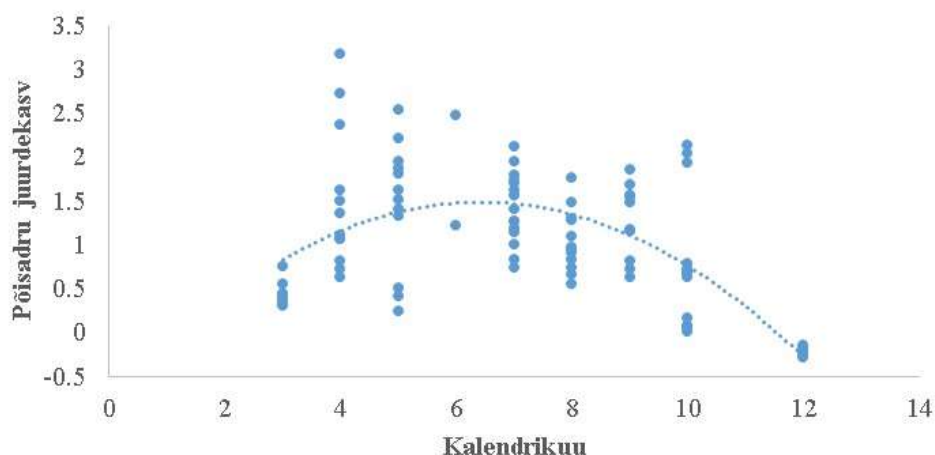
eraldi igas ruumpunktis ehk pikslis, on edastatud tellijale ArcGIS File Geodatabase'i formaadis).

Kuna agariku juurdekasv toimub pidevalt, siis suudame agariku varu säästval majandamisel pikas perspektiivis välja püüda sellest oluliselt suurema koguse vetikat ehk tegemist on väga konservatiivse rahalise hinnanguga. Väga oluline on agarikku majandada säästvalt, kuna varude üleekspluateerimine võib kergelt viia varude ja nende pakutud hüvede hävimiseni. Selline olukord on juba varasemalt Läänemeres juhtunud Pucki lahe ja Taani väinade piirkonnas. Juba hävinud vetikakooslusi pole tänaseni suudetud taastada.

Praegu toimub agariku püük kvoodi alusel (300 tonni aastas) ning see kvoot määrab sisuliselt agariku teenuse kättesaadavuse. 2016. aastal püüti (traalimisega) või koguti (rannaheidiste kogumisega) agarikku Läänemerele 310 560 kg ja selle maksumuseks kujunes 12 422 eurot (2017. aasta 27. jaanuariks Maaeluministeeriumile esitatud ja kutselise kalapüügi registrisse sisestatud esmakokkuostukviitungite andmed). Lähtudes agariku lahtise vormi varu suurusel (joonis 4) ning selle punavetikaliigi produktioonipotentsiaalil (joonis 18), on võimalik mõõdukas püügimahtude suurendamine, ilma et sellega kaasneks vetikavaru seisundi halvenemine. Suurema kvoodi kehtestamisel tuleb aga jooksvalt jälgida vetikavaru seisundit ning negatiivsete arengute ilmnemisel kvooti korrigeerida.

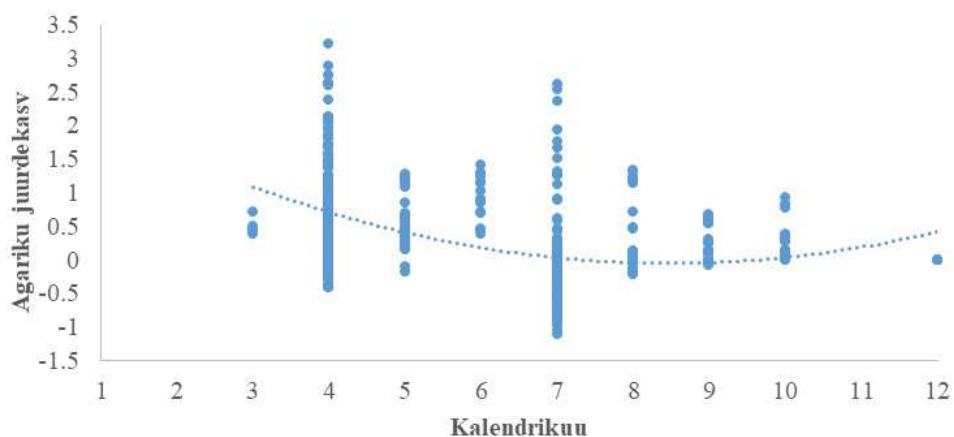
Põisadru ja agariku lahtise vormi puhul on võimalik lisaks määratleda nende vetikaliikide loodusliku varu kasvupotentsiaali. Selliste varustusteenuste hindamisel ühildati põisadru ja agariku kasvupotentsiaali mudelid biomassi mudelitega. Antud varustusteenus on matemaatilisel väljendatav kui vetikaliigi looduslik biomass \times biomassi juurdekasv protsentides (joonised 19–20). Põisadru kasvu modelleerimisel saadi sisendandmeid EMKF-i projektist „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“, agariku lahtise vormi produktiooniartvutused on teostatud käesoleva projekti käigus ja biomassi andmed pärinesid RITA projektist „Eesti biomajanduse ning selle sektorite olukorra ja väljavaadete uuring. Ärimudelite väljatöötamine biomajanduse valitud valdkondades“.

Eestis tehtud eksperimentaaluuringu alusel (Kotta *et al.*, 2000; Paalme & Kukk, 2003; Kotta *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2006ab; Kotta *et al.* 2008) on põisadru ööpäevane juurdekasv vegetatsiooniperioodil sobivate valgustingimuste olemasolul 1,5–2% vetika kuivkaalust (joonis 17). Selliste kasvukiiruste juures võib põisadru aasta jooksul oma biomassi kolmekordistada. Looduslikes elupaikades nii häid valgustingimusi ei ole, kuid ka sellistes kehvemates oludes võib põisadru aastaseks juurdekasvuks madalmeres kujuneda 150–200%. Suure osa sellest juurdekasvust söövad ära herbivoorid või see laguneb kohapeal, kuid märkimisväärne osa lisanduvast biomassist on potentsiaalselt kasutatav rannaheidiste kogumise ja/või vetikapüügi kaudu.



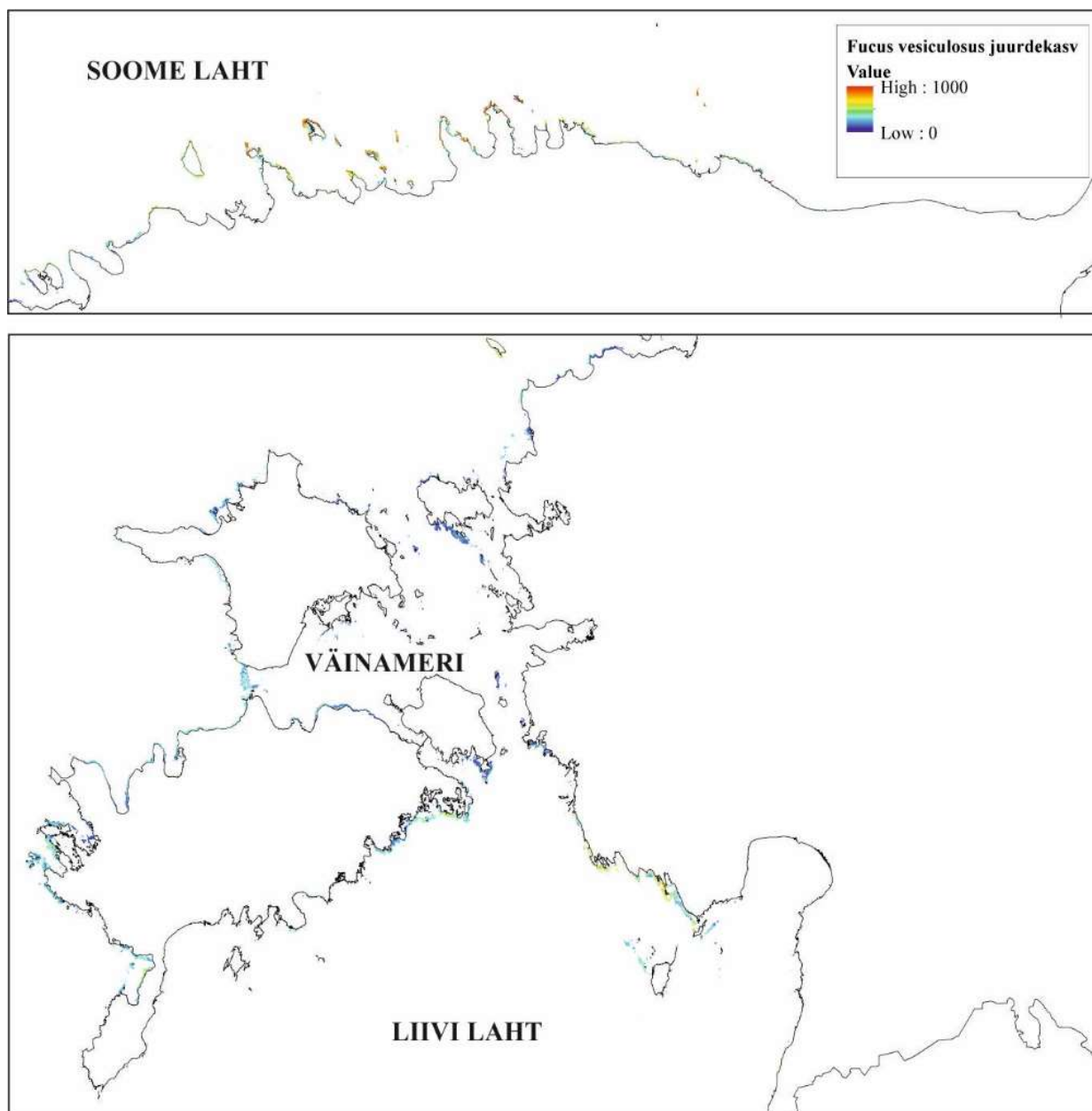
Joonis 17. Põisadru kuivkaalu protsentuaalse juurdekasvu sesoonne varieeruvus (% juurdekasv 24 h⁻¹) (EMKF-i projekti „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“ tulemus).

Kuna agariku lahtise vormi looduslik levila paikneb võrdlemisi sügaval ja kehvades valgustingimustes, siis jääb agariku kasvukiirus põisadru omale oluliselt alla. Erinevalt põisadrust ei kannata agarik ka merevee liigset soojenemist, mistõttu liigi kasvukiirused on üldjuhul suurimad kevadkuudel 10–15-kraadise veetemperatuuri juures (joonis 18). Sellised produktsioonihinnangud annavad agariku lahtise vormi aastaseks juurdekasvuks tema looduslikus levilas 135%.

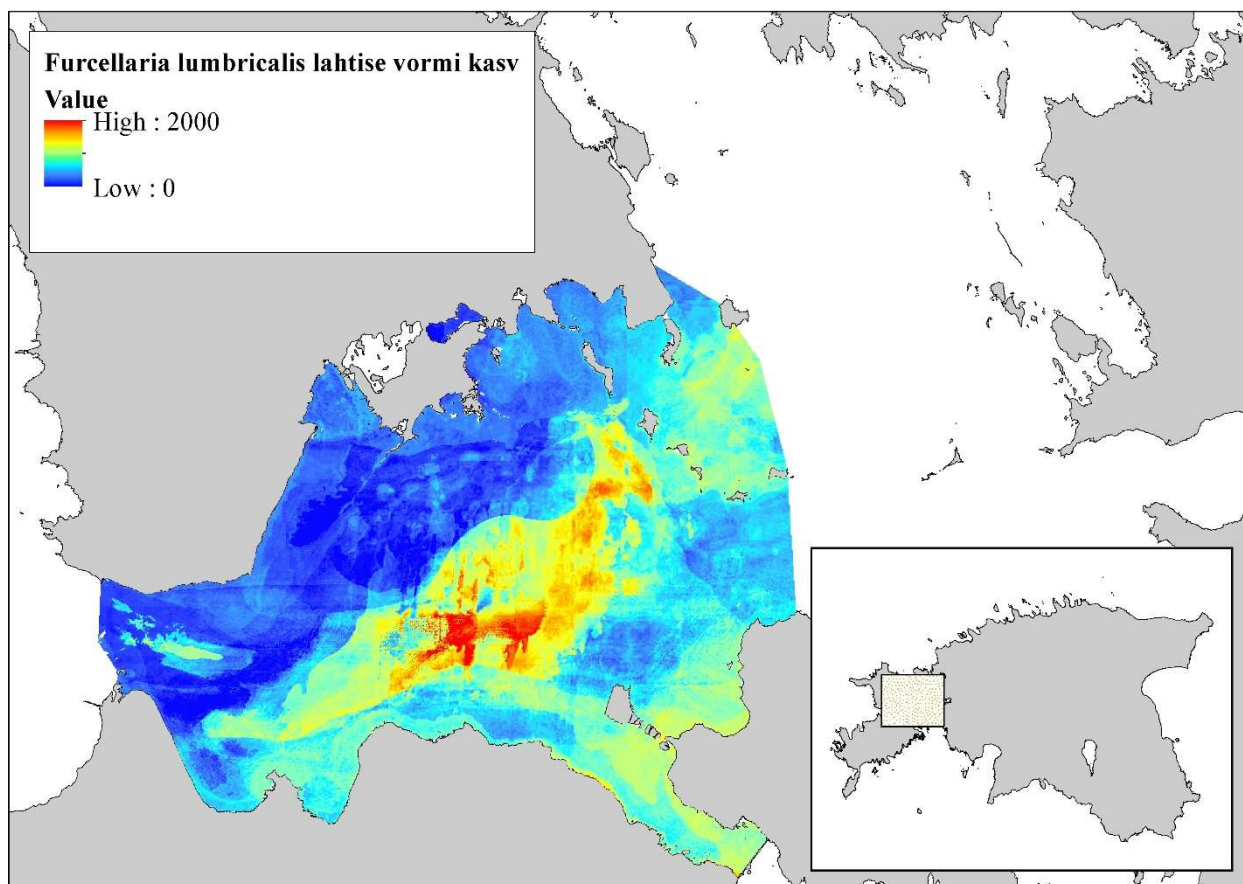


Joonis 18. Agariku kuivkaalu protsentuaalse juurdekasvu sesoonne varieeruvus (% juurdekasv 24 h⁻¹) (EMKF-i projekti „Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks“ tulemus).

Rakendades käesoleva projekti käigus põisadru ja agariku looduslikele varudele realistlikke juurdekasvu hinnanguid, leidsime nende vetikaliikide aastase produktsioonipotentsiaali Eesti rannikumeres. Sarnaselt põisadru ja agariku biomassustritele on ka nende vetikate juurdekasv suurim ava-Läänemere piirkonnas ja Liivi lahes (joonised 19 ja 20).



Joonis 19. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) loodusliku varu juurdekaskv aastas kuivkaalu ühikutes (g m^{-2}).



Joonis 20. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) lahtise vormi loodusliku varu juurdekasv aastas toorkaalu ühikutes (g m^{-2}).

4.2. Survetegurite kaardid

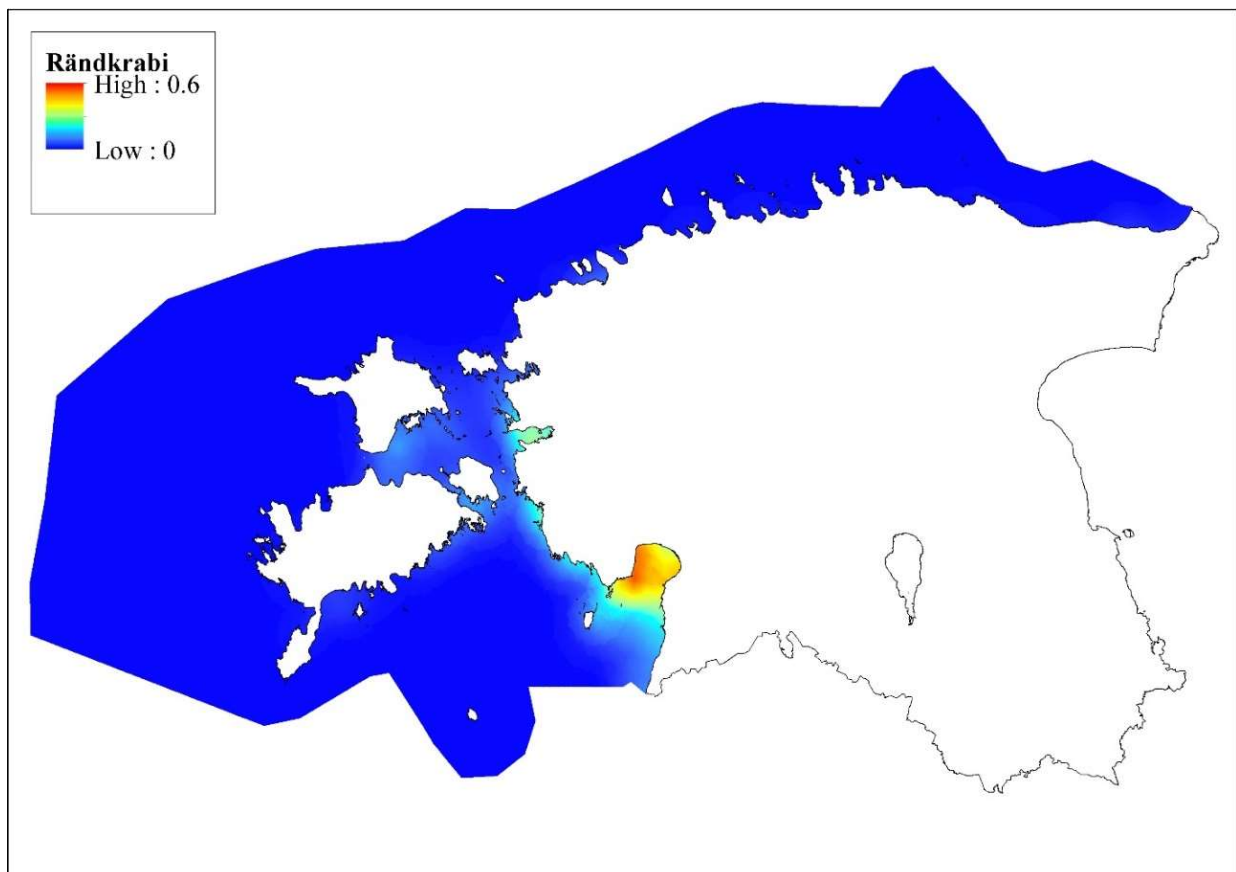
Allpool on kirjeldatud valitud survetegurite leviku modelleerimise tulemusi. Survetegurite kaartide alusandmed on esitatud tellijale ArcGIS File Geodatabase'i andmeformaadis ($50 \times 50 \text{ m}$ ja $1 \times 1 \text{ km}$ resolutsiooniga rasterkihtidena) ning avaldatakse sarnaselt ökosüsteemiteenuste indikaatorite kihtidele veebiportaalis PlanWise4Blue (vt ka peatükk 4.1).

4.2.1. Agressiivsemate võõrliikide (ümarmudil, rändkrabi) levik (võõrliikide esinemistõenäosus)

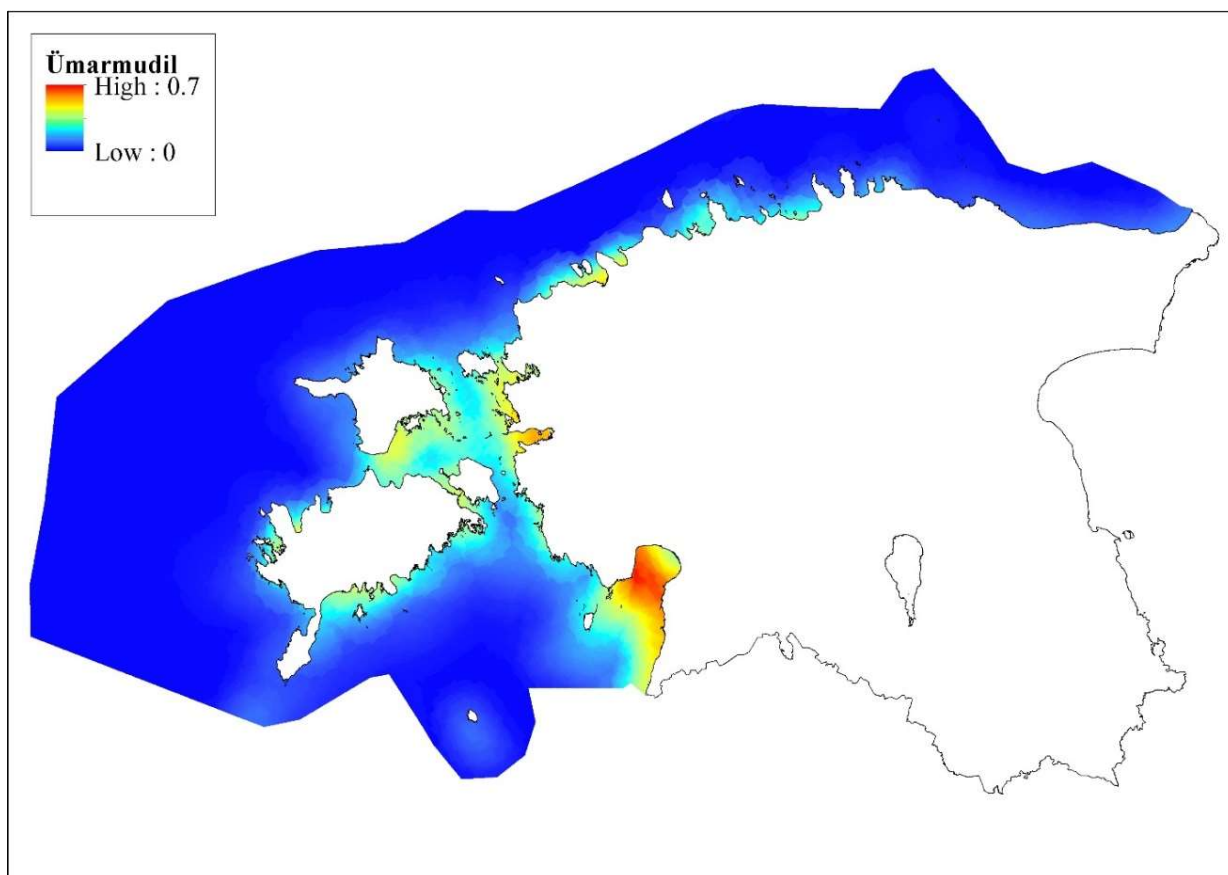
Rändkarbi levikuala Eesti rannikumeres on käsitletud elupaigategenuse peatükis (joonis 6). Rändkarp on meie rannikumeres elanud juba mitusada aastat ning täidab siin olulist rolli elupaikade kujundamisel ning ökosüsteemide stabiilsuse säilitamisel. Tegemist on samas ka võõrliigiga, kes on oluliselt ümber kujundanud rannikumere kooslusi. Rändkarbi näol on tegemist filtreeriva limuseliigiga, kes oma elutegevuse käigus pidurdab taimse hõljumi vohamist, s.o pakub merevee puhastamise teenust. Samal ajal soodustab liik põhjeluviisiliste vetikate ja suurselgrootute arengut. Kuna rändkarp suudab merepõhja kooslusi katta lausaliselt, siis on teistel, vähem invasiivsetel liikidel halvemad võimalused olelusvõitluses ellu jääda. Rändkarp suudab elada vaid madalasoolestes piirkondades, kus meil ei esine mitte ühtegi looduslikku filtreerimisteenust pakkuvat liiki. Sellised merealad on tihti ka väga eutrofeerunud ning rändkarbi abil oleks võimalik merevee eutrofeerumist mingilgi määral kontrolli all hoida. Samas ei ole väga mõistlik rändkarbi kasvanduste kaudu soodustada võõrliigi levikut ning sellest tulenevalt suurendada sekundaarsete invasioonide riski. Erinevalt söödavast rannakarbist pole rändkarbil suurt väärtust toidu ja/või söödana.

Agressiivsete võõrliikide näol, nagu rändkrabi ja ümarmudil, on tegemist surveteguriga, mis olulisel määral mõjutab merekeskkonna võimet pakkuda erinevaid varustus- ja reguleerivaid teenuseid. Ilma selliste agressiivsete võõrliikideta on suurem osa rannikumere biomassist talletunud mitmeaastaste suurvetikate ja selgrootute biomassi. Võõrliikide ilmumisel ja massilisel esinemisel süüakse suurem osa merepõhjas kasvavatest vetikatest ja selgrootutest ära, mille tagajärjel põhjakoosluste iseloom muutub ebastabiilseks ning veesambas suureneb oluliselt toitainete sisaldus. Viimane muutus toob kaasa ka sagedasi mikrovetikate massvohamisi. Juhul, kui agressiivsete võõrliikide asustustihedus on suur, siis näiteks vähenenud merekarbivarud ja merevee isepuhastusvõime väljendub suuremates kuludes, mis on tarvis teha, et säilitada merekeskkonna head seisundit ja/või toota kindel hulk merekarpe.

Kuna rändkrabi ja ümarmudil on endiselt laiendamas oma levilat Eesti rannikumeres, siis nende liikide potentsiaalsete mõjualade määramiseks analüüsisime võõrliikide keskkonnaeelisusi ning selle teadmise põhjal modelleerisime võõrliikide niširuumi Eesti merealadel. Joonistel 21 ja 22 on toodud modelleeritud rändkrabi ja ümarmudila esinemistõenäosus Eestis eeldusel, et võõrliigid on jõudnud levida kõikidele neile sobivatesse elupaikadesse.



Joonis 21. Rändkrabi (*Rhithropanopeus harrisi*) modelleeritud esinemistõenäosus Eesti merealal (0 = väga ebatõenäoline asukoht, 1 = väga tõenäoline asukoht). Rändkrabi esinemissageduse ruumiline varieeruvus on enim määratletud sügavusest, merevee soolsusest, avatusest lainetusele, vee temperatuurist ja taimse hõljumi rohkusest. Rändkrabi esinemissagedus on suurem 0–10 m sügavustel soolasematel soojematel ja rohke taimse hõljumiga merealadel, millele on iseloomulik võrdlemisi vähene vee liikuvus.



Joonis 22. Ümarmudila (*Neogobius melanostomus*) modelleeritud esinemistõenäosus Eesti merealal (0 = väga ebatõenäoline asukoht, 1 = väga tõenäoline asukoht). Ümarmudila esinemissageduse ruumiline varieeruvus on enim määratletud sügavusest, merevee soolsusest, avatusest lainetusele, vee temperatuurist ja taimse hõljumi rohkusest. Ümarmudila esinemissagedus on suurem 0–10 m sügavustel soolasematel soojematel ja rohke taimse hõljumiga merealadel, millele on iseloomulik mõõdukas vee liikuvus. Erinevalt rändkrabist ei armasta ümarmudil viibida liiga soojas merevees ($> 23\text{ °C}$).

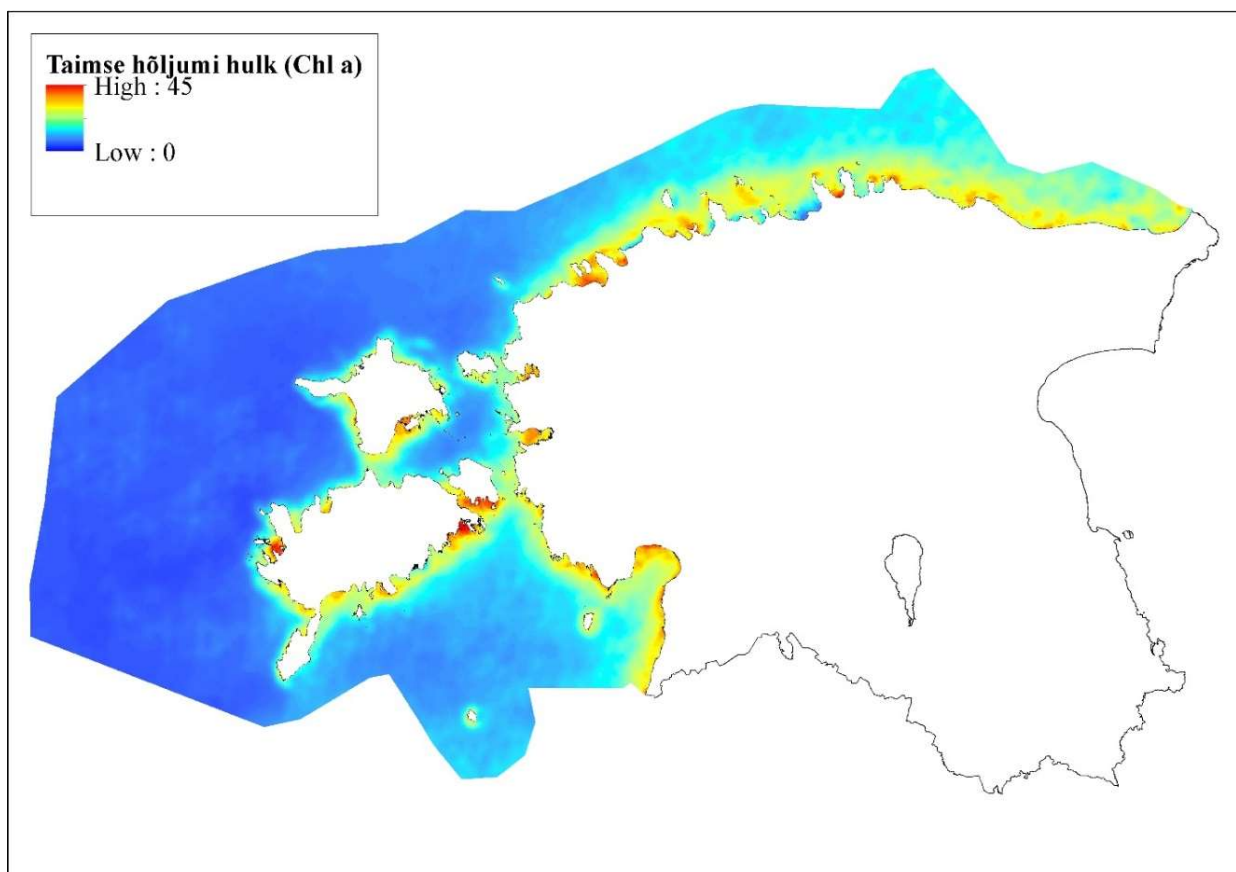
4.2.2. Eutrofeerumise seisund väljendatuna taimse hõljumi keskmise ohtrusena (keskmine klorofüll a sisaldus vegetatsiooniperioodil)

Mere eutrofeerumine ehk mere rikastamine toitesooladega, peamiselt fosfori- ja lämmastikuühenditega on Läänemere üks suuremaid keskkonnaprobleeme ja väljakutseid. Eutrofeerumise intensiivsust hinnatakse Läänemeres mitme otsese ja kaudse indikaatori alusel, et kirjeldada protsessi kogu oma keerukuses ja mitmekesisuses (Keskkonnaministeerium, 2018). Eutrofeerumine võib kaasa tuua näiteks liigilise koosseisu muutusi veesambas ja merepõhjas, tundlike liikide hävimist, vee õitsemist ja hapnikudefitsiiti. Üks tüüpiline eutrofeerumise näitaja on aga ka primaar- ehk esmase produktsiooni suurenemine. Sellest tulenevalt on eutrofeerumise enim kasutusel olev indikaator taimse hõljumi ehk fütoplanktoni hulk merevees, mida tihti väljendatakse klorofüll a (taimse hõljumi üks olulisemaid pigmente) sisaldusena merevees. Vee klorofüll a näitab vaid ühte eutrofeerumist kirjeldavat aspekti ega kujuta endast eutrofeerumise kompleksset hinnangut.

Kõige täpsemaid vee klorofüllü hinnanguid on võimalik saada lähivaatluste käigus veeproove kogudes või kasutades uudseid okeanograafilisi instrumente. Paraku pole selliste meetodite abil võimalik katta suurt osa Eesti merealast. Praegu kogutakse mereseire käigus veeproove vaid

mõnekümnest punktist ning seda ka üldjuhul vähem kui 10 korda aastas. Merevee eutrofeerumise täpsema ruumilis-ajalise hinnangu saamiseks tuleks meil vastavat infot aga koguda vähemalt kord nädalas ning samaaegselt suurtelt ruumialadelt. Siin tulevadki meile appi satelliidid, mis registreerivad merepinna taimse hõljumi sisaldust regulaarselt ja suure ruumilise lahtusega. Satelliitidel kasutusel olev klorofüll-i tuvastamise algoritm ei ole aga Läänemere regioonis eriti täpne, kuna Läänemere vee optilised omadused erinevad oluliselt tüüpilise ookeanivee näitajatest. Käesoleva töö eesmärk oli kirjeldada merealade keskmist eutrofeerumise seisundit, mitte hinnata vee klorofüllisisaldust igal ajahetkel. Eutrofeerumise seisundi indikaatorina kasutasime Copernicuse portaalis sisalduvaid klorofüll-i satelliitmõõdistamisi ning arvutasime alandmetest iga Eesti mereala ruumipunkti kohta pikema perioodi vee klorofüll-i keskmised. Selliselt agregeeritud näitaja osas saame ka satelliitidelt reaalsusele väga lähedase tulemuse, kuid erinevalt klassikalisest seirest on meil kogu Eesti mereala väga tihedalt vaatlustega kaetud (joonis 23).

Eutrofeerumise seisund on oluliselt seotud ka karpide abil tagatud varustus- ja veepuhastusteenustega, kuna eutrofeerumise edenedes suurenev taimse hõljumi sisaldus olulisel määral parandab rannakarpide toitumistingimusi ning seeläbi suurendab karbivaru rannikumeres. Teiselt poolt pakub suurenenud karbipopulatsioon kasvavat veepuhastamise teenust. Lisaks saab seostada eutrofeerumise seisundit vetikavaru kui varustusteenusega, kuna taimse hõljumi suurenedes halveneb merevee läbipaistvus ja seetõttu kahanevad ka merepõhjas kasvavate suurvetikate, nagu põisadru ja agariku biomassid.



Joonis 23. Eutrofeerumise seisund väljendatuna taimse hõljumi keskmise ohtrusena (keskmine klorofüll a sisaldus vegetatsiooniperioodil mg m^{-3}).

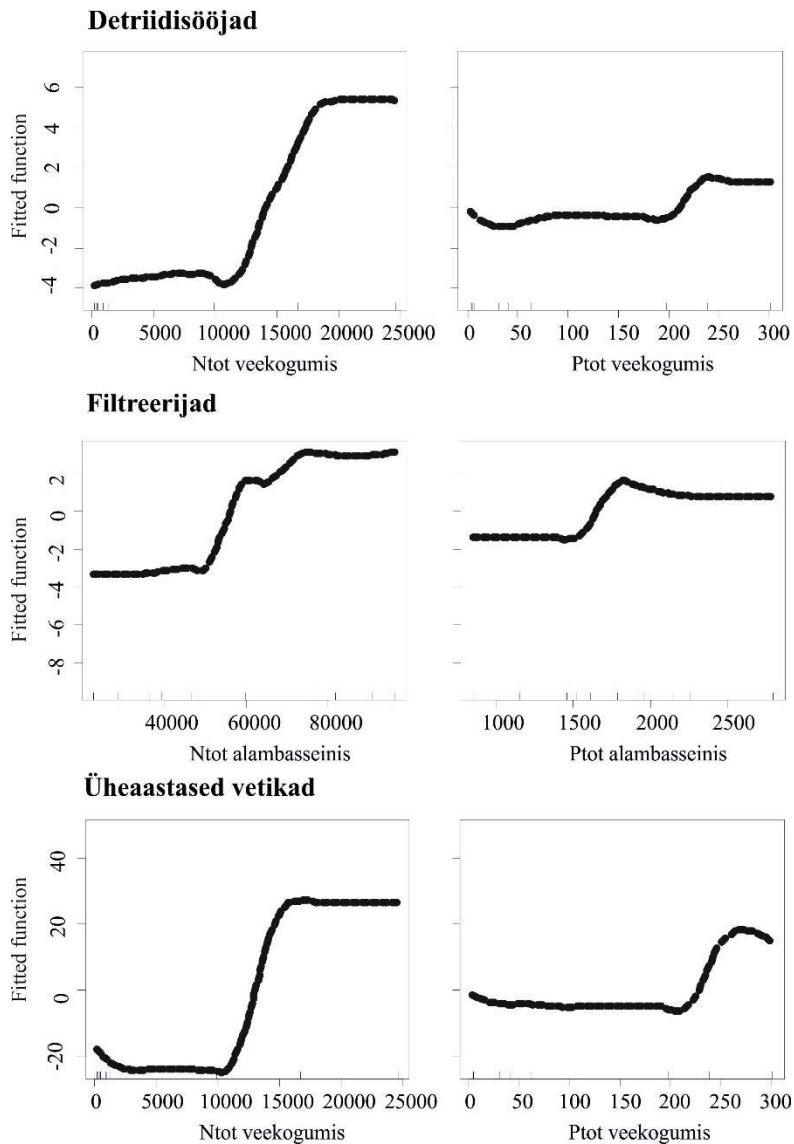
4.3. Survetegurite ja ökosüsteemiteenuste vahelised seosed

Eutrofeerumise edenedes suureneb veesambas taimse hõljumi sisaldus ning see omakorda parandab rannakarpide, aga ka võõrliigist rändkarbi toitumistingimusi ning seeläbi suurendab üldist karbivaru rannikumeres. Rannakarbi populatsiooni pikaajalised maksimumid olidki meil veel hiljuti määratud peamiselt regiooni toitelisusest. Aeg-ajalt võis karbivaru küll väheneda, enamasti tingituna jää kulutavast toimest, aga karbivaru taastumine oli kiire, võttes aega kuni paar-kolm aastat. Sarnaselt filtreerivatele karpidele soodustab vee toitelisuse suurendamine detriidist toituvate karpide biomassi kasvu ning kiirendab ka niitjate üheaastaste vetikate vohamist (joonis 24). Sellised arengud mõjuvad pärssivalt aga pikaealistele suurvetikatele, nagu põisadru ja agarik (Kotta & Möller, 2014).

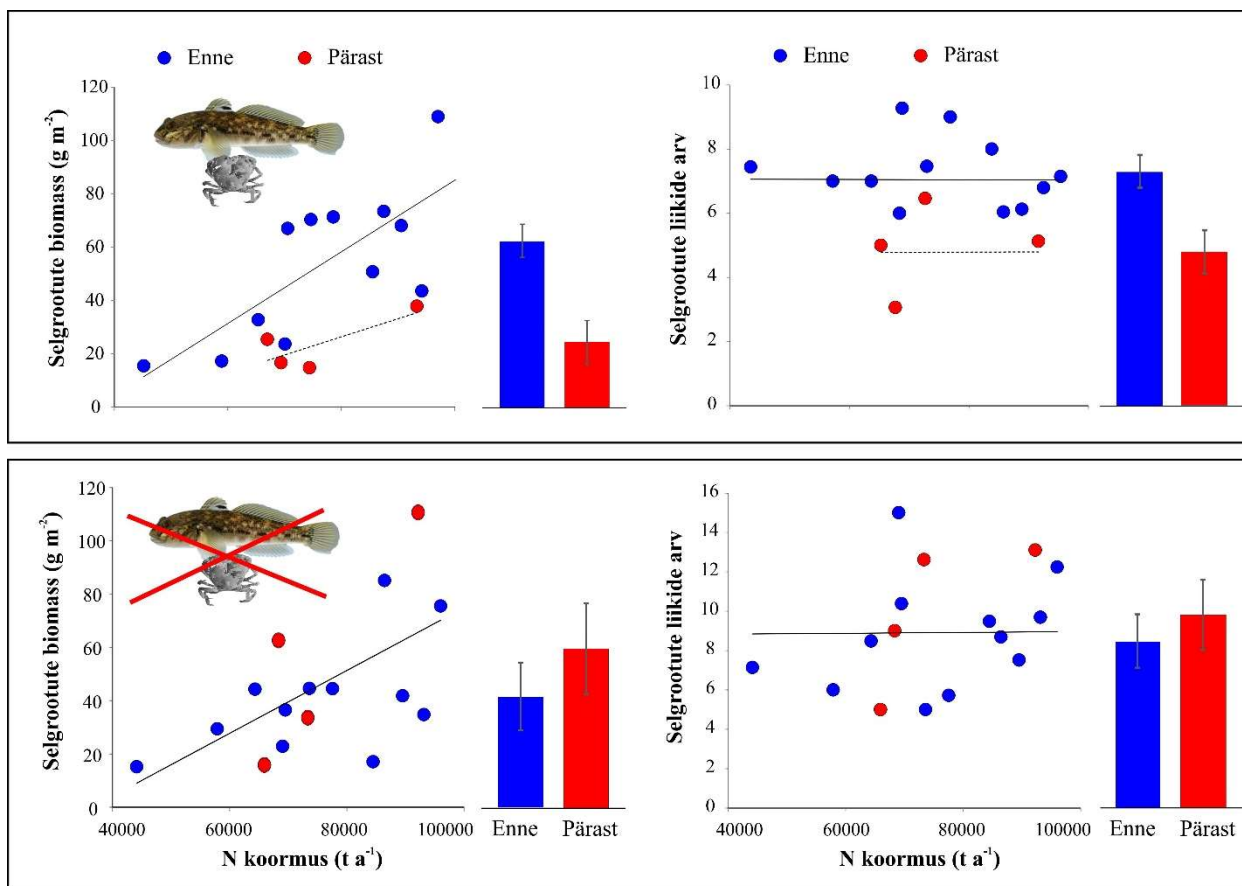
Sarnane protsess võib looduses toimuda ka vastupidi. Kui mingi keskkonnafaktor vähendab pikema perioodi jooksul rannakarbi arvukust ja merre jõudnud toitainete koormus jääb samaks või isegi kasvab, siis tingituna rannakarpide pakutud vee puhastamise hüve kadumisest muutub meie mere keskkonnaseisund oluliselt halvemaks. Hiljuti saabusid Eestisse kaks agressiivset kiskjat, ümarmudil ja rändkrabi, kes on praegu meie rannikumere ökosüsteemi just sellises suunas muutmas. Ümarmudil ja rändkrabi avaldavad väga tugevat kisklussurvet kohalikele karbipopulatsioonidele (peamiselt söödavale rannakarbile) ning karbipopulatsioonide kadumise tõttu ei toimi rannikumeri enam nii efektiivse filtrina kui varasematel aastakümnetel.

Joonis 25 näitab ümarmudila ja rändkrabi mõju põhjasaurselgrootute kooslusele. Piirkondades, kus üks neist võõrliikidest on ennast juba sisse jõudnud seada, on saurselgrootute koosluste biomassid vähenenud enam kui kaks korda ning põhjakooslused ei suuda enam sellisel määral toitaineid akumulierida kui varem. Suurema osa kadunud biomassist (> 90%) moodustavad merekarbid (Kotta *et al.*, 2018). Foonialadel, kus neid võõrliike veel ei esine, toimivad põhjakooslused aga endiselt efektiivse toitainete filtrina. Lisaks biomassi vähendamisele on kaks uut võõrliiki ka oluliselt (40% ulatuses) vähendamas saurselgrootute koosluste liigilist mitmekesisust (Kotta *et al.*, 2018).

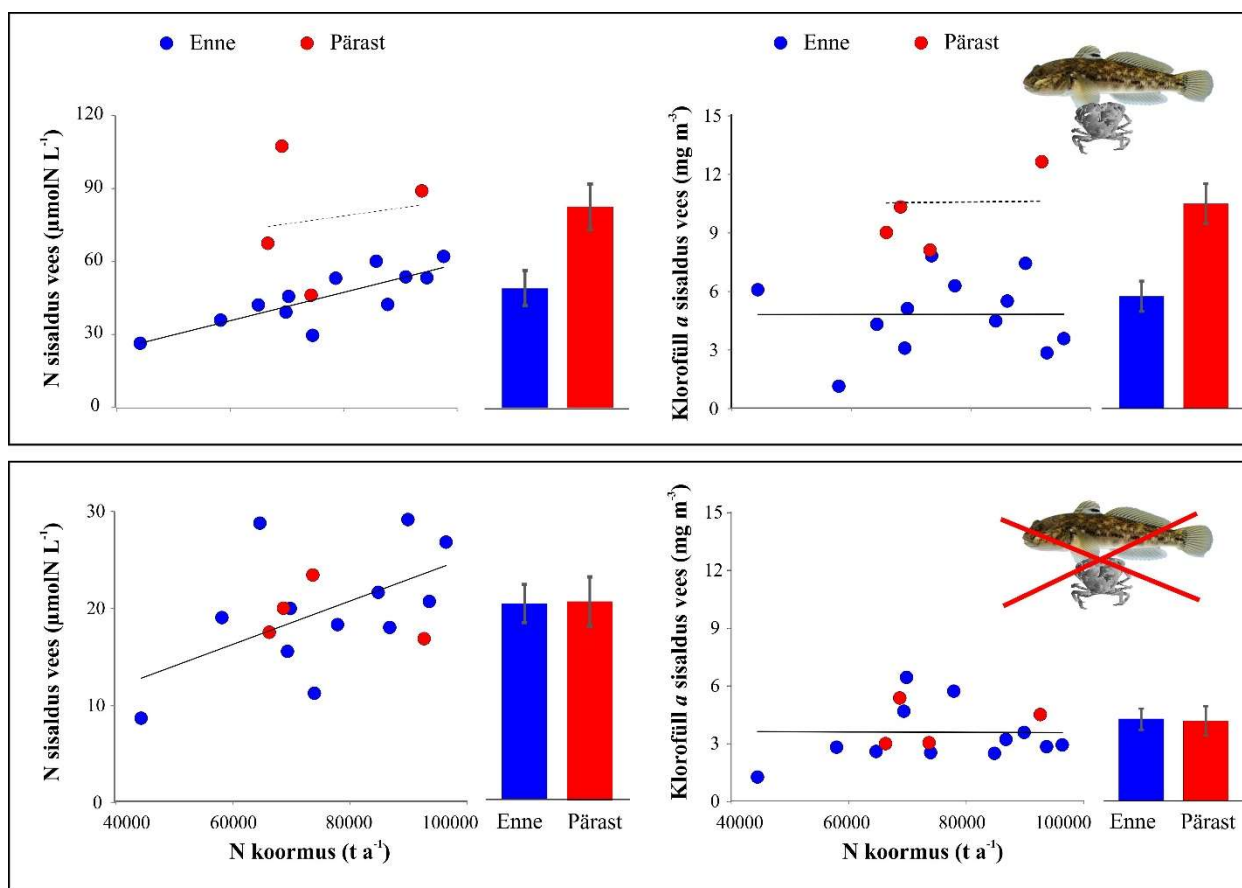
Veelgi häirivam on aga see, et väga suured muutused on paralleelselt avaldumas ka veesambas, s.o keskkonnas, kus need võõrliigid ise ei ela. Kaks korda on suurenenud vee toitainete sisaldus ning mikrovetikate kontsentratsioon. Nende muutuste taga on kaks erinevat protsessi. Ühelt poolt on agressiivsed kiskjad ära söönud filtreerivad karbid ning sellest tulenevalt on ära kadunud selliste karpide pakutud aktiivne veepuhastamise teenus. Teiselt poolt on ümarmudil ja rändkrabi ära söönud suurema osa detriidisöojatest karpidest. Nende karbiliikide (näiteks balti lamekarbi ja liiva-uurikkarbi) eluiga võib küündida kahekümne eluaastani ning kuna tegemist on Eesti rannikumere juhtliikidega, siis vaid Eesti merealadel leiduvad detriivooridest karbid suudavad hinnanguliselt talletada sadu tuhandeid tonne lämmastikku ja fosforit. Kui selline „ladu“ on aga hävitatud, vabanevad toitained veesambasse ning see vallandab kiiresti mikrovetikate õitsenguid (joonis 26) (Kotta *et al.*, 2018). Ainuke võimalus võõrliikidest tingitud vetikavohamisi mingilgi määral pidurdada on vähendada maismaalt merre tulevat toitainete koormust.



Joonis 24. Seosed toitainete koormuse suurenemise (= vees oleva taimse hõljumi kontsentratsiooni kasvu) ning kolme olulisema funktsionaalse rühma, detriidisööjate, filtreerijate suurselgrootute ning üheaastaste niitjate vetikate vahel. Koormus on väljendatud tonnides aasta kohta ning „fitted function“ iseloomustab koormuse mõju ulatust ja suunda uuritud tunnusele (suuremad numbrid viitavad suuremale mõjule). Analüüsi tegemisel on kasutatud Kotta & Möller (2014) andmeid ning mudelprodukte.



Joonis 25. Ümarmudila ja rändkrabi mõju Eesti mereala suurselgrootute biomassile ja liikide arvule. Sinine värv iseloomustab olukorda enne võõrliikide tulekut ning punane värv näitab tänapäeva. Ülemine kast iseloomustab ümarmudila ja rändkrabiga asustatud merepiirkondi ning alumine kast foonialasid (s.o merepiirkondi, kus hetkel neid liike veel ei esine). Analüüsi tegemisel on kasutatud Kotta *et al.* (2018) andmeid ning mudelprodukte. Tingituna võõrliikide ja kohaliku elustiku vaheliste seoste keerukusest on väga raske prognoosida võõrliikide täpset ruumilist mõju mereelustikule. Selliste keerukamate mudelite loomine on planeeritud just alanud Eesti-Vene piiriülese koostööprogrammi 2014–2020 projekti Adrienne (Adrienne, 2019).



Joonis 26. Ümarmudila ja rändkrabi mõju toitainete ja taimse hõljumi sisaldusele merevees. Sinine värv iseloomustab olukorda enne võõrliikide tulekut ning punane värv näitab tänapäeva. Ülemine kast iseloomustab ümarmudilaga ja rändkrabiga asustatud merepiirkondi ning alumine kast foonialasid (s.o merepiirkondi, kus hetkel neid liike veel ei esine). Analüüsi tegemisel on kasutatud Kotta *et al.* (2018) andmeid ning mudelprodukte. Tingituna võõrliikide ja kohaliku elustiku vaheliste seoste keerukusest on väga raske prognoosida võõrliikide täpset ruumilist mõju mereelustikule. Selliste keerukamate mudelite loomine on planeeritud just alanud Eesti-Vene piiriülese koostööprogrammi 2014–2020 projekti Adrienne.

4.4. Arutelu ja kokkuvõte

Lähtudes kõige uuemast CICES klassifikatsioonist, katab käesolev aruanne ära olulise osa mere ökosüsteemi varustus-, reguleerivatest ja säilitavatest teenustest ning on sellest tulenevalt märgilise tähtsusega valdkonna arengus. Varasem suurem ökosüsteemiteenuseid käsitlev EEA projekt 10-4.5.3/13/9630 „Mere ja siseveekogude ökosüsteemi teenuste määramise ja kaardistamise metodoloogia väljatöötamine“ keskendus meres leiduvate hüvede nimekirja loomisele ning analüüsis erinevate seireprogrammide käigus kogutud andmete kasutatavust selliste hüvede kirjeldamisel. Kuna olemasoleva seire eesmärk pole aga otseselt seotud ökosüsteemiteenuste kaardistamisega, siis kirjeldavad seires mõõdetavad näitajad vaid kaudselt ökosüsteemiteenuste taga olevaid protsesse. EEA projekti käigus ei loodud ka uusi just mereökosüsteemi teenuste iseloomustamiseks mõeldud indikaatoreid ning projekti eesmärk ei olnud olemasolevate hüvede kaardistamine Eesti merealal.

Tegemist on Läänemere mastaabis väga innovaatilise lähenemisega. Varasemad uuringud Läänemere ökosüsteemiteenustest on keskendunud peamiselt mereelupaikadele ning teinud

hinnanguid ökosüsteemiteenuste esinemise kohta vaid elustiku levikukaartidest lähtuvalt. Selline lähenemine on aga liiga primitiivne, kuna liigi esinemine/mitteesinemine ei sisalda tegelikult informatsiooni tema pakutud teenuste esinemise/mitteesinemise ja selliste teenuste mahu kohta. Samuti on levinud lähenemine, kus mingite muude tegevuste (näiteks vee kvaliteedi, elupaikade või olemasolevate seireuringutega seotud) indikaatoreid ja hinnanguid üritatakse kasutada ökosüsteemi hüvede määratlemisel (Hasler *et al.*, 2016). Selline meetodika võib tunduda pragmaatiline, kuna olemasolevatele seiretöödele proovitakse leida uusi rakendusi. Suur probleem on aga asjaolu, et seire ise täidab hoopis teisi eesmärke ja pole disainitud ökosüsteemi hüvede kaardistamiseks, millest tulenevalt ei haaku enamik olemasolevatest seireindikaatoritest ökosüsteemiteenuste hindamise eesmärkidega. Paljud dokumendid käsitlevad üldiselt mereelupaikade tähtsust ökosüsteemi hüvede tagajatena ning kirjeldavad põhjalikult erinevate hüvede iseloomu. Seega on meil olemas teadmine, milline elupaik erinevaid hüvesid võimaldab. Paraku aga ei jõua aruannete autorid sellest kaugemale ega paku välja selgeid indikaatoreid, kuidas protsessidel põhinevaid hüvesid oleks võimalik ulatuslikel merealadel mõõta ja/või modelleerida (Gundersen *et al.*, 2017).

Maismaaökosüsteemide teenuste kaardistamisel on tegemist ka suhteliselt sarnase olukorraga. Ka siin on suur takistus teadmiste ja andmete vähesus ning enamasti kasutatakse hüvede kaartide saamiseks kaudset mõõtmist (nt kaugseire), kaudseid indikaatoreid (struktuurielemente protsesside kirjeldamisel), ekspertide hinnanguid ja ruumilist modelleerimist (Burkhard & Maes, 2017; uuemad arengud ökosüsteemiteenuste temaatikas on leitavad ESP Europe 2018 konverentsi koduleheküljelt <https://www.espcconference.org/eu2018/wiki/383431/session-presentations>).

Oluline on märkida, et suur hulk olemasolevaid indikaatoreid (nt merestrateegia raamdirektiivi indikaatorid) ei võimalda andmestiku väikse ruumilise lahutuse tõttu nende integreerimist mereruumi planeeringu analüüsis. Näiteks on selliste indikaatorite puhul kogu Eesti kohta saadaval vaid üks arvvärtus või paremal juhul on saadaval eraldi hinnang Soome, Liivi lahe ja ava-Läänemere kohta (MTÜ Eesti Merebioloogia Ühing, 2017). Käesolevas töös käsitleti kõiki mereökosüsteemi teenuseid, mille kohta olid potentsiaalselt piisava lahutusega ruumilised andmed olemas või loodavad. Teenused, mis välja jäid, jäid välja seetõttu, et meil puuduvad andmed või teadmised indikaatorite tekitamiseks.

Käesoleva töö käigus koondasime ühtsesse analüütilisse raamistikku ökosüsteemiteenust pakkuvate liikide ohtrused ja ökosüsteemiteenuse aluseks olevad protsessid, näitasime, kuidas meredes toimuvatest protsessidest saab tuletada ökosüsteemiteenuste väärtused ning anda hinnang selliste teenuste toimimise kohta. Modelleerimise tulemused vormistasime ökosüsteemiteenuste kaartidena. Sarnast lähenemist on varem kasutatud väga vähestes teadusartiklites (Duarte *et al.*, 2016; Lindegren *et al.*, 2018) üksikute ökosüsteemiteenuste määratlemisel, kuid senini pole sellist ühtset protsessidel põhinevat analüüsi tehtud nii suure hulga erinevate mereökosüsteemi hüvede kohta.

Kaartide alusandmed on edastatud tellijale ArcGIS File Geodatabase'i andmeformaadis ehk iga teenuse indikaatori kohta on igas pikslis näidatud selle pakkumine (s.o numbriline väärtus) kogu Eesti mereala ulatuses (sh majandusvööndis). Kaardikihid võimaldavad arvutada ka teenuste koguväärtusi Eesti merealal, nt meriheina-aasadesse seotud süsiniku koguhulga või räime koelmualade koguväärtuse. Sellega tuleb aga olla ettevaatlik, kuna indikaatorite absoluutväärtused sõltuvad väga suurel määral kasutatud meetodikast ning olemasolevast baasteadmisest. Samuti on suur osa uuritud ökosüsteemiteenuste näitajatest ajas kiirelt muutuvad. Sellest tulenevalt tuleks hinnangute tegemisel keskenduda pigem indikaatorite ruumilistele muustritele kui nende absoluutväärtustele.

Mereruumi planeerimise käigus on loomisel avalikuks kasutamiseks mõeldud veebirakendus PlanWise4Blue (<http://www.sea.ee/planwise4blue>), mis ühendab meremajandamise mudeli inimtegevuse kumulatiivse mõjude arvestamise mudeliga (Depellegrin *et al.*, 2019). Selline koondmudel võimaldab Eesti merealal hinnata erinevate planeeringutsenaariumite majanduslikku kasu ja nende keskkonnamõju ning saadud analüüside põhjal välja töötada planeeringulahendusi, mis tagaks suure majandusliku potentsiaali keskkonda kahjustamata (Nõmmela *et al.*, 2019). Käesolevas töös valminud kaardikihte kasutatakse, et täiendada PlanWise4Blue kaardirakendust ökosüsteemiteenustega. Kaardirakendus võimaldab kuvada erinevaid loodusväärtusi (nüüdsest ka ökosüsteemiteenuste ruumiandmekaarte), teha nende kaardikihtide ülekatteanalüüse ning hinnata kasutaja määratletud survetegurite mõju valitud loodusväärtustele (MTÜ Eesti Merebioloogia Ühing, 2017). Arendatavasse veebipõhisesse portaali lähevad lõpuks nii käesoleva projekti andmekihid kui ka muude asjakohaste tööde ja uuringute tulemused (nt lindude ja imetajate andmekihid, kultuuriteenuste info jne). Antud aruandes on osa jooniseid koostatud 50 m resolutsiooniga kihtide alusel, portaalis saab esialgsete plaanide kohaselt kaartide alusandmeid vaadelda 1 × 1 km võrgustikus.

Loodud kaardikihid ühildatakse PlanWise4Blue portaaliga kahel viisil. Kihid, mis sisaldavad rahalisi hinnanguid, on võimalik otseselt integreerida majandusmudeliga, kuna andmekihi ühik kattub majandusmudelis käibeloleva ühikuga (€). Majandusmudel on hetkel üles ehitatud ArcGIS *model builderi*-keskkonnas ning veebipõhise rakenduse loomisel teisendatakse see Pythoni skriptiks. Teised mitterahalise hinnanguga kihid jäävad portaali taustaindikaatoritena, millede puhul on võimalik määratleda need merepiirkonnad, kuhu ei peaks planeerima loodust ümberkujundavaid inimkasutusi. Mereruumi planeerimise kontekstis on vaja saadud mitterahalisi indikaatoreid omavahel võrrelda ning võimaluse korral luua üldistatud kaardikihid kõikide uuritud näitajate osas. Selliste üldistuste tegemiseks standardiseeriti indikaatorite väärtused selliselt, et need varieeruvad 0 ja 100 vahel. Antud skaalal iseloomustab 0 teenuse puudumist ning 100 teenuse maksimaalset väärtust Eesti merealal. Kuna erinevate ökosüsteemiteenuste olemus on väga erinev, pole teenuserühma-üleste üldistuste tegemine mõistlik. Planeerimisotsuste või muude keskkonnavalaste analüüside tegemisel on praktilisem vaadelda erinevate teenuste pakkumist meid huvitavas ruumi piirkonnas, kuna otsuste tegemine sõltub pakkumise taga oleva loodusväärtuse konkreetsetest näitajatest, mitte kõikide loodusväärtuste keskväärtusest.

Teoreetiliselt on kõik aruandes presenteeritud ökosüsteemiteenuste kaardid uuendatavad. Paraku on selline perioodiliselt (igal aastal) uuenev ruumiline andmestik olemas vaid kalapüügi kohta (ranna- ja avamere traalpüük). Mereelupaikade kaardistamine ja seire pole selgelt integreeritud, mistõttu puuduvad teadmised, kuidas elupaigad ajas muutuvad ning millised keskkonnamuutujad on vaadeldud muutuste taga. Mereelupaikade kaardistamistööde puhul eeldatakse, et elupaigad ajas oluliselt ei varieeru ning praktiliselt puuduvad meil uuringud, kus samu merealaid oleks korduvalt kaardistatud. Juhul, kui kaardistatakse uusi merealaid ja/või käiakse üle juba varasemalt kaardistatud merealad, siis sellise info avalikustamise korral on võimalik suhteliselt väikese ajaressursiga uuendatud ökosüsteemi hüvede kaartide loomine. Mudelite automatiseerimine on põhimõtteliselt ka võimalik, aga tegemist on keerulisemate algoritmide loomisega ning selline lähenemine eeldab, et riigil on andmebaasid, milles sisalduvad modelleerimiseks vajalikud andmekihid ja selliste riiklike andmebaaside struktuur ajas ei muutu.

Allpool on loetletud aruandest teadmiste ja andmete puudumise tõttu välja jäänud ökosüsteemiteenused, mis aga moodustaks olulise teadmise pagasi merealade väärtustamisel.

1. Ökosüsteemide ja ökosüsteemi komponentide võime siduda ohtlikke aineid ja/või toitaineid. Olemasolev mereseire analüüsib ohtlikke ainete sisaldust/toitaineid vaid väga üksikutes piirkondades ja üksikutes organismirühmades, kuid puuduvad teadmised selliste ainete bilansi kohta, s.o milline on ökosüsteemide ja elustiku roll selliseid aineid ladestada ning milline on sellise „lao“ muustrilisus ruumis ja stabiilsus ajas.
2. Puuduvad põhjalikud uuringud vetikate (biomassi) kasutusvõimalusest energia tootmiseks.
3. Aruandes toodud varustusteenuste indikaatorid on võimelised näitama ressursside hulka ja selle juurdekasvu ajas, kuid ei anna meile teadmist selle kohta, milleks antud ressursse on võimalik kasutada. Viimastel aastatel on paljudele mereressurssidele tekkinud väga palju uusi innovaatilisi kasutusalasid ning selleks, et anda varustusteenusele (mitterahalist ja rahalist) hinnangut, tuleb sellised potentsiaalsed kasutusalad kaardistada. Praegu on selle valdkonna kompetents Eestis ebapiisav.
4. Reguleerivatest teenustest vajavad eraldi uuringuid mereelustiku võime siduda süsinikku (käesolev aruanne andis meile süsiniku varude hulga), eluslooduse geneetiline mitmekesisus ja sellise mitmekesisuse potentsiaal tagada elujõuliste elupaikade toimimist tuleviku kliima tingimustes (juba on näiteks teada, et üks geneetiliselt määratletud põisadru alavorm on võimeline tuleviku Läänemeres ellu jääma, samas kui suurem osa põisadru varudest madala soolsuse tingimustes prognooside järgi hävineb) ning praktiliselt puuduvad Läänemere regioonis teadmised, kuidas elustik kontrollib haiguste levikut.

Käesoleva projekti käigus loodi mitmekesine alusandmestik Eesti mereala ökosüsteemiteenuste kohta. Järgnevalt tuleks luua metoodiline raamistik, mis võimaldab määratleda selliste teenuste pakkumise potentsiaali ja sellest tulenevalt anda ka hinnangu ökosüsteemiteenuste seisundile erinevatel merealadel.

5. Kirjandus ja allikad

- ADDDVAL-BIOEC, 2019. Lisandväärtuse tõstmine ja toorme tõhusam kasutamine biomajanduses ja selle sektorites. RITA 1 projekt. <https://taltech.ee/projektid/biomajandus/>.
- Adrienne, 2019. Increasing capacity of environmental protection to maintain biodiversity and ecosystem performance in the Gulf of Finland under multiple human uses and climate change pressure. <https://adrienne.ut.ee/>.
- Baltic Blue Growth, 2019. Baltic Blue Growth established fully operational mussel farms to counteract eutrophication and create new blue growth opportunities. <https://www.submariner-network.eu/projects/balticbluegrowth>.
- Burkhard, B. & Maes, J. 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- CICES, 2019. Towards a common classification of ecosystem services. CICES Version 5.1. European Environment Agency, <https://cices.eu/>.
- Copernicus, 2019. Marine environment monitoring service: Access to products <http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/>
- Depellegrin, D.; Hansen, H. S.; Schröder, L.; Bergström, L.; Romagnoni, G.; Steenbeek, J.; Gonçalves, M.; Carneiro, G.; Hammar, L.; Pålsson, J.; Schmidtbauer Crona, J.; Hume, D.; Kotta, J.; Menegon, S. 2019. Current advancements in geospatial decision support tools for multi-objective marine spatial planning in European Seas (käsikiri).
- Duarte, C. M.; Middelburg, J. J.; Caraco, N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle, *Biogeosciences*, 2, 1–8.
- Duarte, G. T.; Ribeiro, M. C.; Paglia, A. P. 2016. Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *PLoS ONE* 11(5): e0154573.
- Eesti Ornitoloogiaühing, 2019. Lindude peatumisalade analüüs. https://www.rahandusministeerium.ee/system/files_force/document_files/lindudepeatumisaladeanaluusiaruanne_loplik.pdf?download=1.
- Eesti Statistika, 2019. Kalandus. <https://www.stat.ee/kalandus>.
- Fourqurean, J. W.; Duarte, C. M.; Kennedy, H.; Marba, N.; Holmer, M.; Mateo, A. M. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock, *Nat. Geosci.*, 5, 505–509, 2012.
- Gattuso, J. P.; Frankignoulle, M.; Wollast R. 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems, *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29, 405–434.
- Gundersen, H.; Bryan, T.; Chen, W.; Moy, F.E.; Sandman, A.N.; Sundblad, G.; Schneider, S.; Andersen, J.H.; Langaas, S.; Walday, M.G. 2017. Ecosystem Services in the Coastal Zone of the Nordic Countries. *TemaNord* 2016:552. Nordic Council of Ministers.
- Guy-Haim, T.; Lyons, D. A.; Kotta, J.; Ojaveer, H.; Queirós, A. M.; Chatzinikolaou, E.; Arvanitidis, C.; Como, S.; Magni, P.; Blight, A. J.; Orav-Kotta, H.; Somerfield, P.J.; Crowe, T. P.; Rilov, G. 2018. Diverse effects of invasive ecosystem engineers on marine biodiversity and ecosystem functions – a global review and meta-analysis. *Global Change Biology*, 24, 906–924.
- Hasler, B.; Ahtiainen, H.; Hasselström, L.; Heiskanen, A.-S.; Åsa Soutukorva, Å.; Martinsen, L. 2016. Marine Ecosystem Services: Marine ecosystem services in Nordic marine waters and the Baltic Sea – possibilities for valuation. *TemaNord* 2016: 501. Nordic Council of Ministers.
- Howard, J.; Sutton-Grier, A.; Herr, D.; Kleypas, J.; Landis, E.; Mcleod, E.; Pidgeon, E.; Simpson, S. 2017. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15, 42–50.
- Kennedy, H.; Beggins, J.; Duarte, C. M.; Fourqurean, J.W.; Holmer, M.; Marba, N. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints, *Global Biogeochem. Cy.*, 24, GB4026.

- Keskkonnaministeerium, 2018. Eesti Mereala Keskkonnaseisund 2018. Toimetajad Lotman, A., Martin, G., Viik, K., Lips, U.
https://www.envir.ee/sites/default/files/koondaruanne_mereala_seisund_2018.pdf.
- Kotta, J. & Møhlenberg, F. 2002. Grazing impact of *Mytilus edulis* and *Dreissena polymorpha* (Pallas) in the Gulf of Riga, Baltic Sea estimated from biodeposition rates of algal pigments. *Ann. Zool. Fenn.*, 39, 151–160.
- Kotta, J.; Orav-Kotta, H.; Paalme, T.; Kotta, I.; Kukk, H. 2006. Seasonal changes in situ grazing of the mesoherbivores *Idotea baltica* and *Gammarus oceanicus* on the brown algae *Fucus vesiculosus* and *Pylaiella littoralis* in the central Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 554, 117–125.
- Kotta, J.; Orav-Kotta, H.; Vuorinen, I. 2005. Field measurements on the variability in biodeposition and grazing pressure of suspension feeding bivalves in the northern Baltic Sea. In: R. Dame & S. Olenin (eds) *The Comparative Roles of Suspension Feeders in Ecosystems*. Springer, The Netherlands, Dordrecht, pp. 11–29.
- Kotta, J.; Paalme, T.; Kersen, P.; Martin, G.; Herkül, K.; Möller, T. 2008. Density dependent growth of the red algae *Furcellaria lumbricalis* and *Coccytylus truncatus* in the West-Estonian Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Oceanologia*, 50, 577–585.
- Kotta, J.; Paalme, T.; Martin, G.; Mäkinen, A. 2000. Major changes in macroalgae community composition affect the food and habitat preference of *Idotea baltica*. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 85, 693–701.
- Kotta, J. & Möller, T. 2014. Linking nutrient loading, local abiotic variables, richness and biomasses of macrophytes, and associated invertebrate species in the north-eastern Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, 63, 145–167.
- Kotta, J.; Oganjan, K.; Lauringson, V.; Pärnoja, M.; Kaasik, A.; Rohtla, L.; Kotta, I.; Orav-Kotta, H. 2015. Establishing functional relationships between abiotic environment, macrophyte coverage, resource gradients and the distribution of *Mytilus trossulus* in a brackish non-tidal environment. *PLoS ONE* 10(8): e0136949.
- Kotta, J.; Ojaveer, H.; Puntila, R.; Nurkse, K. 2016. Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby *Neogobius melanostomus* in a regional sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 169, 15–24.
- Kotta, J.; Wernberg, T.; Jänes, H.; Kotta, I.; Nurkse, K.; Pärnoja, M.; Orav-Kotta, H. 2018. Novel crab predator causes marine ecosystem regime shift. *Scientific Reports*, 8, 4956.
- Lauringson, V.; Kotta, J.; Orav-Kotta, H.; Kotta, I.; Herkül, K.; Põllumäe, A. 2009. Comparison of benthic and pelagic suspension feeding in shallow water habitats of the northeastern Baltic Sea. *Mar. Ecol.*, 30, 43–55.
- Lauringson, V.; Mälton, E.; Kotta, J.; Kangur, K.; Orav-Kotta, H.; Kotta, I. 2007. Environmental factors influencing the biodeposition of the suspension feeding bivalve *Dreissena polymorpha* (Pallas): comparison of brackish and fresh water populations in the Northern Baltic Sea and Lake Peipsi. *Estuarine Coast. Shelf Sci.*, 75, 459–467.
- Lindegren, M.; Holt, B. G.; MacKenzie, B. R.; Rahbek, C. 2018. A global mismatch in the protection of multiple marine biodiversity components and ecosystem services. *Scientific Reports*, 8, 4099.
- Martin, G.; Paalme, T.; Torn, K. 2006a. Growth and production rates of loose-lying and attached forms of the red algae *Furcellaria lumbricalis* and *Coccytylus truncatus* in Kassari Bay, the West Estonian Archipelago Sea. *Hydrobiologia* 554, 107–115.
- Martin, G.; Paalme, T.; Torn, K. 2006b. Seasonality pattern of biomass accumulation in a drifting *Furcellaria lumbricalis* community in the waters of the West Estonian Archipelago, Baltic Sea. *Journal of Applied Phycology* 18, 557–563.

- MTÜ Eesti Merebioloogia Ühing, 2017. Metoodika "Merestrategia raamdirektiivi rakendamine mereala planeerimisel" koostamine. LEPING: 1.9-1/165. https://www.rahandusministeerium.ee/system/files_force/document_files/msrd_rakendamise_metoodika_taiendustega.pdf?download=1.
- MTÜ Pro Mare, 2019. Eesti mereala planeering: Hüljeste leviku ja mererasutuse hinnang. Rakendusliku uuringu lepingu NR 1.9-1/404-1 aruanne. https://www.rahandusministeerium.ee/system/files_force/document_files/mereplaneering_hulged_aruanne_loppversioon.pdf?download=1.
- Nõmmela, K.; Kotta, J.; Piirimäe, K. 2019. Merekeskkonna ressursside kasutamisest saadava majandusliku kasu mudeli täiendamine ökosüsteemiteenustega. Tartu Ülikool, OÜ Hobikoda ja OÜ Roheline Rada.
- Paalme, T. & Kukk H. 2003. Comparison of net primary production rates of *Pilayella littoralis* (L.) Kjellm. and other dominating macroalgal species in Kõiguste Bay, northeastern Baltic Sea. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology 52, 125–133.
- Pan Baltic Scope, 2019. Outline of the Green Infrastructure concept for MSP and its application within Pan Baltic Scope project. Pan Baltic Scope - Activity 1.2.4. Green Infrastructure (GI) Report: Draft 3, April 2019.
- PlanWise4Blue, 2019. Veebirakendus ühendamiseks merekeskkonna ressursside kasutamisest saadava majandusliku kasu ja inimtegevuse kumulatiivse mõjude arvestamise mudelid. <http://www.sea.ee/planwise4blue>.
- Rohr, M. E.; Bostrom, C.; Canal-Vergés, P.; Holmer, M. 2016. Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. Biogeosciences. DOI:10.5194/bg-13-6139-2016.
- Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide Instituut, 2016. Eesti mereala survetegurite indeksi väljatöötamine ja rakendamine. Lõpparuanne. Tellija: Keskkonnaministeerium, leping 4-2/16/15, 12.02.2016.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2015. Kalakoelmute seisund ning koelmualade melioreerimise lähteülesande koostamine. <http://www.kalateave.ee/et/teadus-ja-arendustegevus/uurimused/203-2015-uurimused-arhiiv/5763-kalakoelmute-seisund-ning-koelmualade-melioreerimise-lahteulesannete-koostamine-tartu-ulikool-eesti-mereinstituut-2015>.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2018. Eesti mereala elupaikade kaardiandmete kaasajastamine. Leping: 4-1/17/82.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2019. Vesiviljeluse piirkondlike kavade koostamine võimaliku keskkonnasurve ohjamiseks. Lõpparuanne. https://www.envir.ee/sites/default/files/2019_11_01_lopparuanne_pikk_versioon.pdf.
- United States Government: Technical Support Document, Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866 (United States Government Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, Washington, DC), 2010.