

LISA 10

EKSPERTARVAMUS VÕIMALIKU MÕJU KOHTA MEREELUSTIKULE SEoses KAVANDATAVA MUUGA PHAJ RAJAMISEGA

TÜ EESTI MEREINSTITUUT

Reg. Nr. 74001073

Töö nr. LLOMI10216/1

Tellija: AS Ramboll Eesti

Muuga PHAJ DP KSH Ekspertarvamus võimaliku mõju kohta mereelustikule seoses kavandatava Muuga PHAJ rajamisega



<http://www.maainfo.eu/index.php?page=3512>

Ahto Järvik

KMH koordinaator, tehnikakandidaat, KMH tegevuslitsents nr. 0028

TALLINN

2011

Sisukord

| | Lk. |
|---|-----------|
| Sissejuhatus ja Lühikokkuvõte | 3 |
| 1. Merepõhjakooslused, zoo- ja ihtüoplankton | 6 |
| 1.1. Meretaimestik | 6 |
| 1.1.1. Meretaimestik merekeskkonna indikaatorina | 6 |
| 1.1.2. <i>Põhjataimestiku koosluste andmete kogumise metoodika Muuga lahe piirkonnas</i> | 6 |
| 1.2. Põhjaloostik | 11 |
| 1.2.1. Hüdrotehniliste tööde mõjust põhjaloostikule | 11 |
| 1.2.2. Merepõhjaloostik võimalikus mõjupiirkonnas | 11 |
| 1.3. Plankton võimalikus mõjupiirkonnas ja potentsiaalsed mõjud | 18 |
| 1.4. Muuga akkumulatsioonielektriijaama rajamisega kaasnevad mõjud merepõhjakooslustele, zoo- ja ihtüoplanktonile | 19 |
| 1.5. Võimalikud mõjud põhjakooslustele, zoo- ja ihtüoplanktonile alternatiivlahenduste kaupa | 22 |
| 1.6. Kokkuvõte ja soovitus | 23 |
| 2. Võimalikud mõjud Muuga ja Ihasalu lahe kalastikule ja kalapüügile | 25 |
| 2.1. Kalakoosluste iseloomustus | 25 |
| 2.1.1. Merekalade bioloogia lühiülevaade | 25 |
| 2.1.2. Siirde- ja poolsiirdekalade bioloogia lühiülevaade | 28 |
| 2.1.3. Mageveekalade bioloogia lühiülevaade | 29 |
| 2.2. Kalapüük Muuga ja Ihasalu lahes | 29 |
| 2.3. Võimalikud mõjud kalastikule ja kalapüügile | 33 |
| 3. Potentsiaalselt mõjutatavad Natura 2000 alad ja EL Elupaikade Direktiivi Lisas II toodud liigid | 37 |
| 4. Võimalikus mõjupiirkonnas paiknevad/elutsevad teised, Eesti rahvuslikul tasandil kaitstavad, looduskaitsealused alad ja liigid. | 38 |
| 5. Soovitatavad leevendusmeetmed | 38 |
| 6. Soovitus seireks | 39 |

Sissejuhatus ja lühikokkuvõte

KSH programmis kirjeldatud alternatiivlahendused (AS Ramboll Eesti, 2010):

0-alternatiiviks on kavandatud tegevusest loobumine, st detailplaneeringut ei kehtestata.

Jätkub olemasolev olukord.

I-Alternatiiv

Muuga PHAJ rajatakse veevõtuga söeterminali kai pikendusena rajatud muuli (lainemurdja) äärest (joonis 1). PHAJ rajamistöödeks vajalikud tehnilised seadmed asuvad muulil ja söekail (kai nr 33), samuti liigub viimaseid pidi ehitustöödeks ning kaevandatava graniidi veoks vajaminev transport. Meres on eelprojekti järgi vajadusel teostada süvendustööd maksimaalselt kuni -7m absoluutsügavuseni. Süvendusmahtu eelprojekti ja KSH programmis antud ei ole. *Arvestades veehaarde pindala (1.7 ha) ja antud mereala praeguseid sügavusi võib süvendusmaht käesoleva KSH peatüki koostajate hinnangul tulla 100 000 m³ ligidale.*

Lainemurdja küljele kavandatud rajatis kujutab endast 72x49 m suurust betoonist konstruktsiooni, milles asub šaht vee juhtimiseks turbiinidele ja neli veevõtuava mõõtudega 3x3 m. Veevõtuavad on varustatud varjadega avade sulgemiseks avariide ja remonttööde puhul. Vee sissevool merest veehaardesse toimub merepoolse väliskontuuri kaudu 70 m laiuselt läbi võretatud sissevooluavade.

Veehaare on piiritletud alates merest kuni sissevooluni turbiinide šahti. Jaama veehaarde lahendamisel on arvestatud keskkonna tingimusi nagu mere taset, sügavust, lainetust, jääolusid ja põhja geotehnilisi omadusi. Vee juurdevool veehaardesse peab olema võimalikult väikese kiirusega, mis annab väiksema survekao (energiakao) ning ühtlasi väldiks kalade sattumist veehaardesse. Määravaks on siin võre, mis peab vältima veevõtu sügavuses juhuslikult ujuvate kalade ja hõljuda võiva suurema mereprahi sattumist süsteemi. Võre kui kalatõkke piide vahe peab olema võimalikult kitsas (ca 2 cm) ja veevoolu kiirus võre ees võimalikult väike (soovituslik ca 0,2 m/s väiksemale kalale). Võre juurde ujunud kala peab suutma sealt eemale ujuda. Suurimal vooluhulgal (120 m³/s) on võre ees veevoolu keskmine kiirus 0,2 m/s s.o valdaval mereveetasemel +/-0 m Muuga lahes. Kõrgemal meretasemel on veevoolu ristlõige võre ees suurem ja kiirus väiksem. Suurim kiirus 0,25 m/s võre ees esineb lühiaegselt kui on erakordselt madal meretase -1,00 m, mis võib tekkida kestva tugeva idakaare tuule puhul (OÜ ENERGIASALV, 2010).



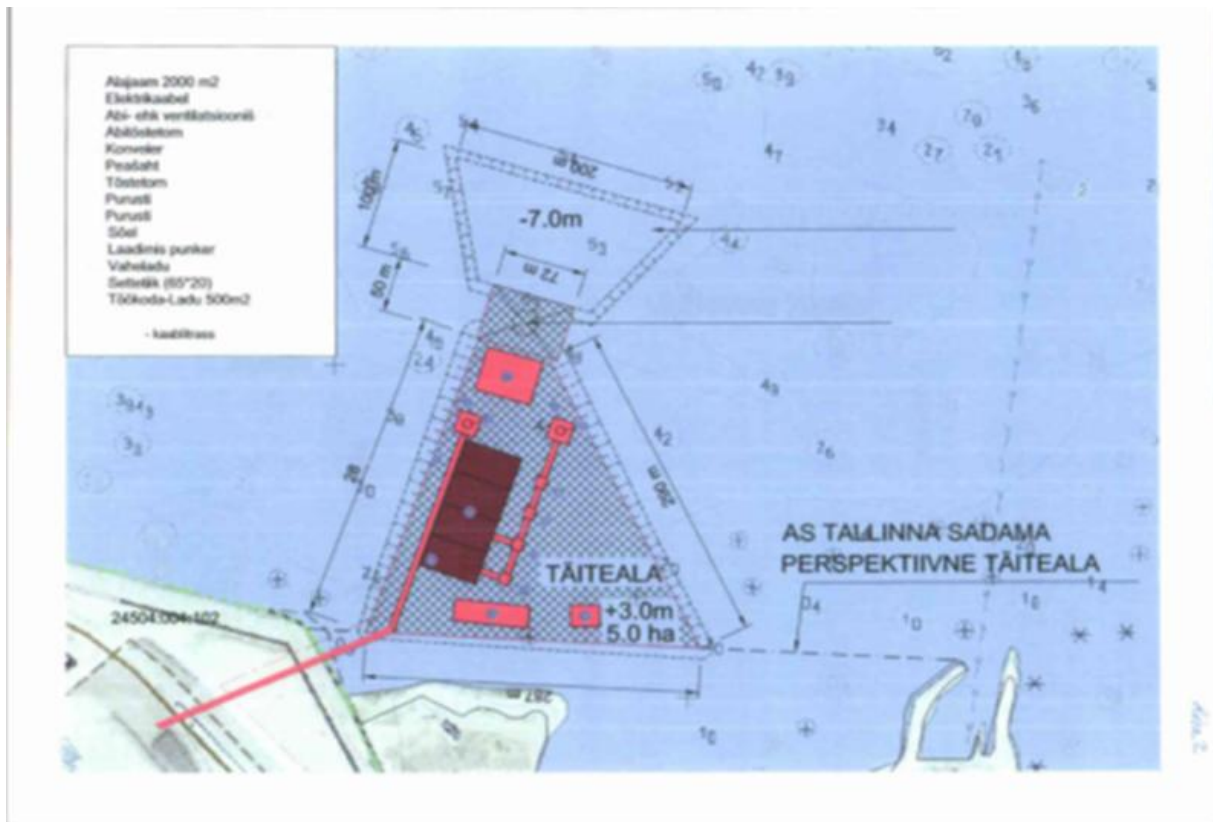
Joonis ##. Alternatiivi 1 põhimõtteline asukohaskeem Muuga sadama tehnopargis

Joonis 1. Veehaarde asukoht Alternatiiv I kohaselt (AS Ramboll Eesti, 2010).

II - Alternatiiv

Teise alternatiivina kaalutakse veehaarde, šahtide ning graniidi töötlemisõlme rajamist Ihasalu lahte (Joonis 2).

Ihasalu lahte rajatakse kõigepealt veehaarde rajamiseks vajalik saare osa. Alajaam ja maaalune veehoidla jäävad samasse kohta nagu alternatiiv 1 puhul, so Muuga sadama territooriumile. Saare rajamiseks kasutatakse liiva. Saare laiendamiseks tema lõplike mõõtmeteni kasutatakse veešahti rajamisel väljatavat pinnast. Saare rajamiseks on koostatud AS-i Merin poolt eelprojekt. Ligikaudselt tuleks tehissaare pindala 7 ha. Antud alternatiivi kohaselt tuleks tehissaare ja maismaa vahele püsiühendus, mida pidi toimuks liiklus. Kaevandatava graniidi äraveoks kasutatakse ajutist transportööri.



Joonis 2. Veehaarde rajamine ihasalu lahte loodavale tehissaarele. Alternatiiv II (Ramboll Eesti AS, 2011).

1. Merepõhjakooslused ja zoo- ning ihtüoplankton

J. Kotta, G. Martin

1.1 Põhjataimestik

Põhjataimestiku seiret Muuga sadama mõjupiirkonnas (Muuga lahes ja sellega ümbritseval merealal) teostatakse alates 1998-ndast aastast eesmärgiga eelkõige hinnata Muuga sadama ehitustööde ja eksploatatsiooni mõju ümbritsevale merealale, toetudes Muuga ja Ihasalu lahes ning ka Prangli ja Aksi saare rannikumeres asuvate vaatlus transektide andmetele.

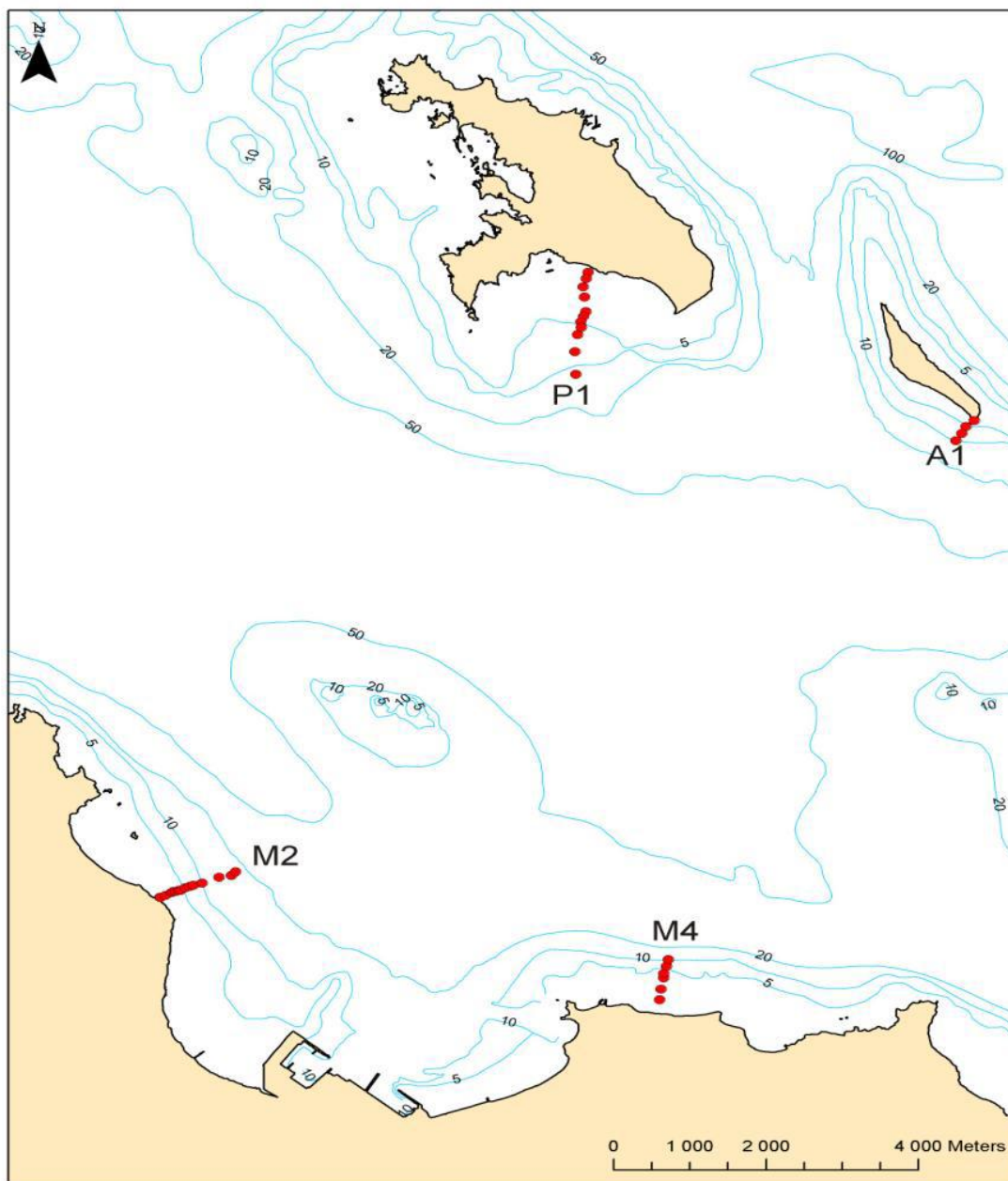
Põhjataimestik merekeskkonna indikaatorina

Põhjakooslusi ja nende struktuuri, sealhulgas põhjataimestikku mõjutab rida füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi tegureid. Looduslikest teguritest määravad põhjakoosluste liigilise koostise ja seisundi eelkõige merepõhja susbtraat, vee läbipaistvus ja merepõhja valgustingimused, samuti lainetus. Suuremal skaalal on tähtsaimaks teguriks Läänemeres soolsus. Sadamate tegevus avaldab mõju sette koostisele ja jaotumisele, vee toitainete sisaldusele ja eutrofeerumistaseme muutustele. Inimtegevuse tagajärjel võib muutuda põhjataimestiku liigiline koosseis, liikide leviku iseärasused (sügavuslevik) ning ühe- ja mitmeaastaste ning niitjate- ja tugeva tallusega vetikate proportsioon koosluses. Tõsisematel juhtudel toimub taimekoosluste vaesumine, mis mõjutab omakorda tugevalt ka kõiki teisis mereökosüsteemi komponente - põhjaloomastikku, kalastikku ja linnustikku.

Põhjataimestik on paikne ning tänu sellele on see sobivaks näitajaks mere keskkonnatingimuste hindamisel. Taimestik jälgimine annab hea pildi Muuga sadama tegevuse mõjust viimase vegetatsiooniperioodi jooksul (jooksval aastal), kuna suur osa põhjataimestikust on sesoonse iseloomuga ning nende areng algab igal kevadel uuesti. Ühe- ja mitmeaastaste vetikate ning kõrgemate taimede üldkatvusele, liigilisele koosseisule ja ohtrusele toetudes on võimalik anda hinnang nii ühe vegetatsiooniperioodi jooksul kevadest-sügiseni toimuvatele kui ka aastevahelistele merekeskkonna tingimuste muutustele. Põhjataimestikku kasutatakse EL Veepoliitika Raamdirektiivi järgse rannikumere keskkonna seire ja hindamise süsteemis ühe kohustusliku elemendina.

Põhjataimestiku koosluste andmete kogumise metoodika Muuga lahe piirkonnas

Põhjataimestiku vaatlusi teostatakse Muuga sadama seire programmi kohaselt kokku neljal vaatlusjadal –kahel vaatlusjadal Muuga lahe piirkonnas (M2, M4), ühel vaatlusjadal Prangli rannikumeres (P1) ning ühel vaatlusjadal Aksi rannikumeres (A1) (joonis 3).



Joonis 3. Põhjataimestiku vaatlusjadade asukohad uuringualal 2010.a. Helesinise joonega on märgitud isobaadid.

Vaatlusjadadel M2 ja M4 (asuvad kavandatava Muuga PHAJ võimalikus mõjupiirkonnas) on seiret läbi viidud alates 1998-ndast aastast. Põhjakoosluste olukorra kirjeldamine toimub sukelduja poolt või nn „drop“ allveevideosüsteemi abil sügavusvahemikus 0-15 meetrit. Vaatlused teostatakse piki transekti ehk vaatlusjada, mis paikneb rannajoone suhtes täisnurga all. Transekti täpne asukoht määratakse GPS navigaatoriga. Videomaterjali kogumisel kasutatakse spetsiaalselt allveevaatlusteks loodud kaamerasüsteemi, kus vee alla lastakse

veekindel vaatluskaamera (TS-6021PSC), mis on ühenduses paadis oleva salvestava seadmega. Süsteem on teisaldatav ning kergesti käsitletav. Videomaterjali läbivaatamisel kirjeldatakse setete fraktsioone, põhjakoosluste katvust ning erinevate põhjataimestiku liikide sügavuslevikut.

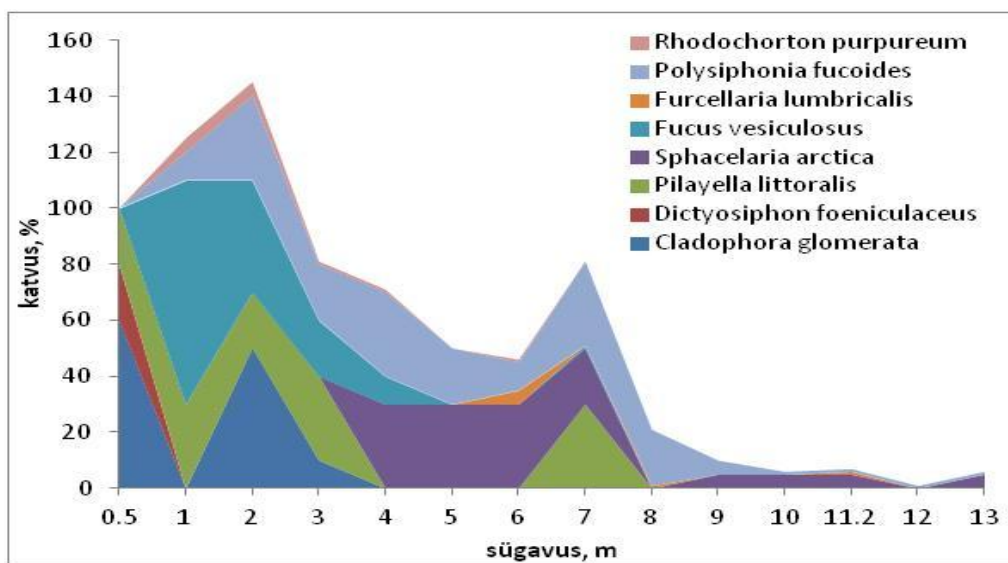
Muuga PHAJ mõjupiirkonda jäävate jaamade põhjataimestik

Vaatlusjada Muuga 2-M2

Madalatel aladel, kuni 7 meetri sügavuseni, domineerivad kõvad substraadid (50-100%). Peenematest fraktsioonidest leidub peamiselt kruusa ja liiva. Sügavamal saab suurema osakaalu liiv ja savi (kuni 100%), mis võib paiguti esineda tugevalt kokku settinud saviplaadina (joonis 4). Kivist substraati on alla 20%, kohati esineb lahtist setet.

Vaatlusjadal kirjeldati kokku 7 põhjataimestiku liiki, neist mitmeaastaseid taimi 3 liiki. Taimeliikide arv on läbi aastate püsinud muutumatuna. M2 vaatlusjadal Muuga lahes on läbi aastate olnud kõige suurem liigiline mitmekesisus. Seda näitasid ka 2011 aasta tulemused. Põhjataimestiku sügavusleviku maksimaalne piir ulatus 2011 aastal 13 meetrini (joonis 3).

Madalmeres domineerisid põhjataimestiku koosluse katvuses põisadru (*F. vesiculosus*) ja niitjad üheaastased vetikad *C. glomerata* ja *P. littoralis*. Tervikuna domineerisid koosluses mitmeaastased suurvetikad. Alates 8 m sügavusest enam efemeerseid liike ei kasvanud. Võrreldes aastaga 2010 on 2011.a. oluliselt tõusnud mitmeaastase punavetika *P. fucoides* katvus. Põisadru katvus taimekoosluses on vähesel määral langenud transekti keskosas.



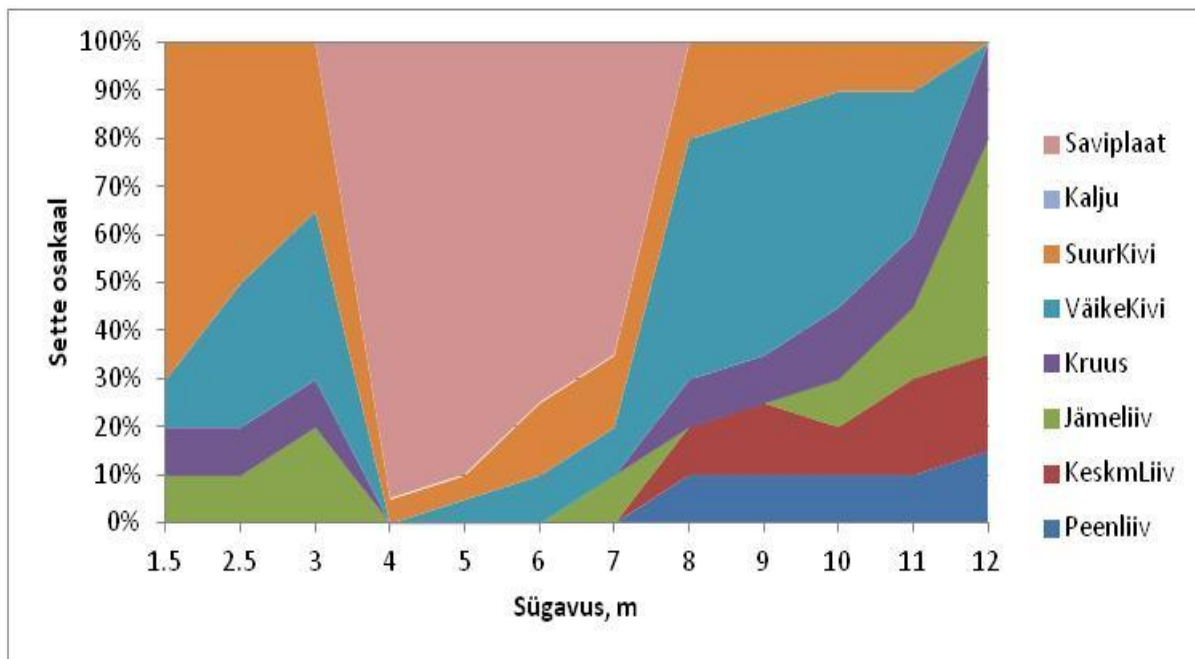
Joonis 4. Põhjataimestiku katvus (%) ja liigiline koosseis vaatlusjadal M2 2011.a.

Kõikidest Muuga lahes uuritud aladest on just M2 transektil liigiline mitmekesisus stabiilselt olnud kõige kõrgem. Liikide arv aastate jooksul ei ole oluliselt muutunud. Põhjataimestiku maksimaalne levikusügavuse piir ulatub 13 meetri sügavuseni. Võrreldes varasemaga on 2011.a. madalamas vees märgatavalt suurenenud põisadru katvus ja põisadru alumine esinemispiir on nihkunud keskmiselt 1m võrra sügavamale.

Põhjataimestikul lahtist setet 2011.a. ei täheldatud.

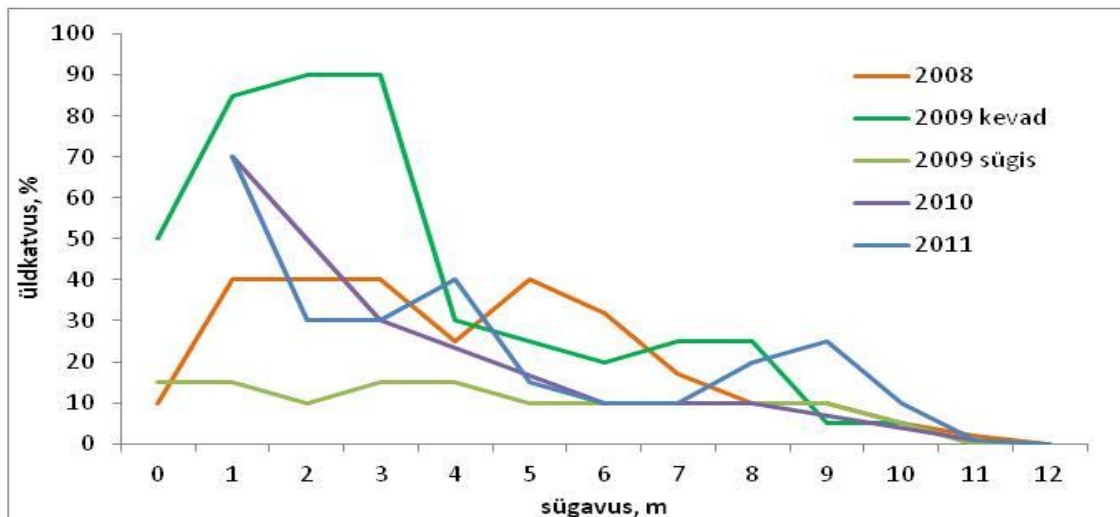
Vaatlusjada Muuga 4 - M4

Kogu vaatlusjada ulatuses domineerivad kõvad põhjad, erineva suurusega kivid katavad kuni 60% pindalast ning sügavamal esineb paeplaat, mis moodustab merepõhja pindalast kuni 90% (joonis 5). Alates 8 meetri sügavusest domineerivad pehmemad setted.



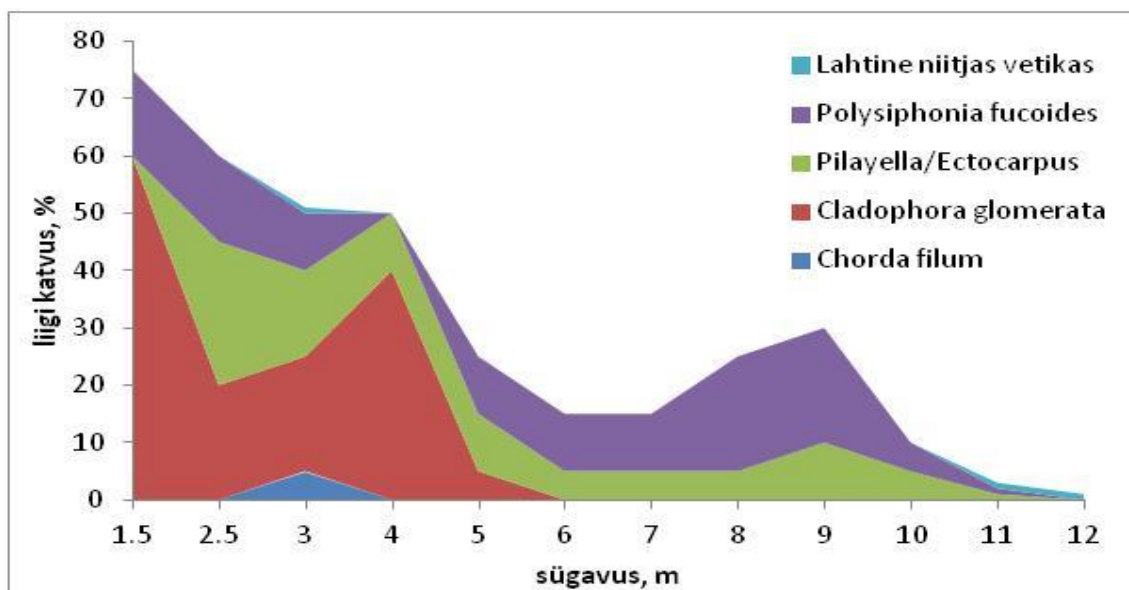
Joonis 5. Põhjasetete osakaal M4 põhjataimestiku transektil Muugas lahes erinevatel sügavustel 2011 aastal.

Vaatlusjadal kasvas kokku ainult 4 liiki makrofüüte, millest üks oli mitmeaastane taim. Liikide arv on viimastel aastatel püsinud stabiilne. Taimestiku üldkatvus jäi 0–4 meetri sügavusel vahemikku 30-70% (joonis 6). Lisaks registreeriti üsna ohtrat lahtise vetikamassi esinemist. Väikeste kivide kui sobiva substraadi olemasolu tõttu esines 8...10 m vahemikus suhteliselt kõrge taimestiku katvus.

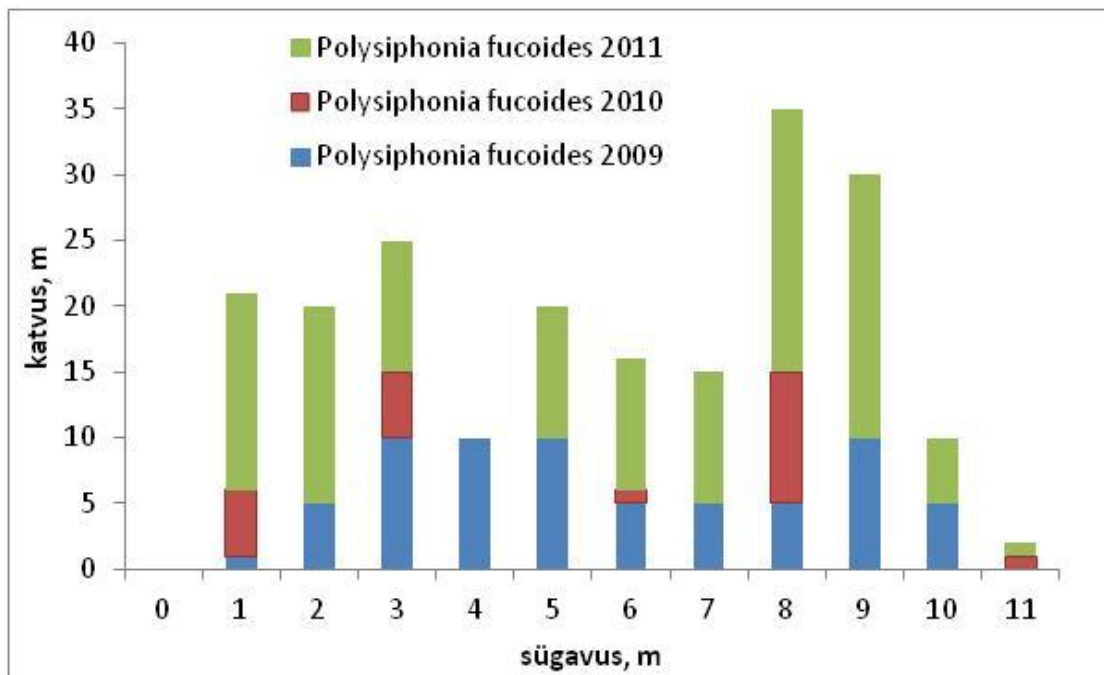


Joonis 6. Põhjataimestiku üldkatvus vaatlusjadal M4 aastatel 2008-2011.

Põhjataimestiku liigilises koosseisus domineerisid M4 transektil üheaastased niitjad vetikad – rohevetikas *C. glomerata*, pruunvetikas *P. littoralis* ja punavetikas *C. tenuicorne*. Mitmeaastaste punavetika *P. fucoides* katvus koosluses oli 2011.a. aastal tõusnud, eriti vaatlusala sügavamas osas (joonis 7).



Joonis 7. Üheaastaste niitjate vetikate osatähtsus koosluses sügavuse lõikes vaatlusjadal M4 aastal 2011.



Joonis 8. Mitmeaastaste punavetika *P. fucoides* katvus koosluses vaatlusjadal M4 aastatel 2009-2011.

Kokkuvõttes võib öelda, et põhjataimestiku liigiline mitmekesisus vaatlusjadal M4 on stabiilselt madal. Põhjataimestik on levinud kuni 11 meetri sügavuseni. Vaatamata sobiva substraadi olemasolule puhtaveeline põisadru *Fucus vesiculosus* ei esine. On tõusnud mitmeaastase punavetika *Polysiphonia fucoides* (ainus mitmeaastane vetikas selles jaamas) katvus (joonis 8).

1.2. Põhjaloostik

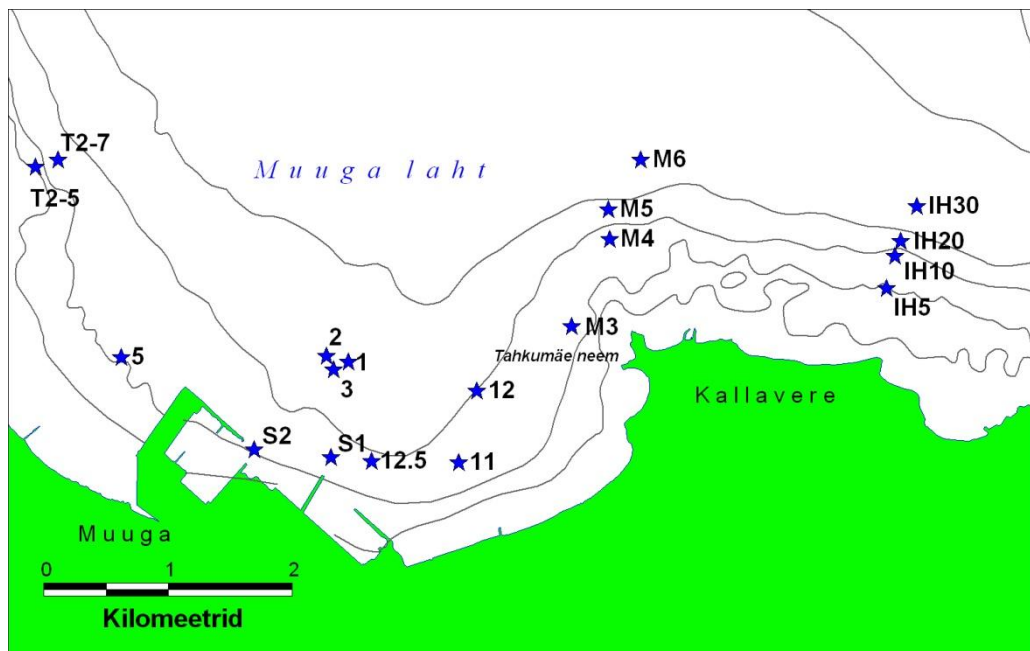
Mere põhjaloostiku ehk zoobentose moodustavad kõik loomad, kelle elupaigaks on merepõhi. Põhjaloostiku kooslused on heaks parameetrik keskonnaseisundi pikemaajaliste, kuudest aastakümneteni, toimuvate muutuste kirjeldamiseks.

Inimtegevuse negatiivne mõju avaldub rannikumererele mitmeti, näiteks mere eutrofeerumise, süvendus- ja kaadamistööde, toksilise reostuse, võõrliikide introductseerimise ja elupaikade muutmise kaudu. Esimene samm inimtegevusest põhjustatud merekeskkonna kahjustuste ennetamiseks või vähendamiseks on inim mõjust tulenevate muutuste hindamine

ökosüsteemis. Inimtegevuse intensiivsuse hindamiseks on edukalt kasutatud bioindikatsioonimeetodit, mille käigus mõõdetakse mõjuri toimet elustikule.

Ka põhjaloomastikku võib pidada üheks sobivamaks bioindikaatoriks inimtegevusest tingitud mõjude hindamisel. Põhjaloomastiku kooslused näitavad eriti selgelt keskkonnaseisundi pikemaajalisi, kuudest aastakümneteni toimuvaid muutusi. See tuleneb antud loomarühma leviku ja eluviisi iseärasusest. Põhjaloomastik esineb kõikjal, kus hapniku kontsentratsioon vees on suurem kui 1,5 mg/l. Põhjaloomastik esineb erinevates sügavustsoonides ja setetes, nende eluviis on enamasti paikne ning eluiga pikk. Muutused setete iseloomus ja merevee keemilises koostises avalduvad osade liikide kadumises ja teiste liikide arvukuse suurenemises. Teatud kriitiliste tingimuste juures (näiteks hapniku puudumisel) võib põhjaloomastik hävida. Seega iseloomustab põhjaelustiku koosseis merekeskkonna seisundit ja kvaliteeti.

Standartseteks traditsioonilisteks jaamadeks Muuga lahes on jaamad T2-7, T2-5, 5, S2, S1, 1, 2, 3, 12.5, 11, 12, M3, M4, M5 ja M6 (joonis 14). Prangli ja Aksi saarte lähistel asuvad 13 standartset uurimisjaama. Aksi saarest itta jääb traditsiooniline uurimisjaam 18 (joonis 9).



Joonis 9. Jaamad Muuga sadamaga piirneval merealal 2011 aastal.

2011 aasta septembris koguti vilja ja väikelaevade sadama muulide ees olevalt merealalt (jaamad 5, S1 ja S2), sadamamuulide laiendustööde naabruses olevalt merealalt (jaamad 12,5; 11 ja 12), Muuga sadama reidilt (jaamad 1, 2 ja 3), Viimsi piirkonnast (jaamad T2-5 ja T2-7)

ja Tahkumäe piirkonnast (jaamad M3, M4, M5 ja M6) kokku 15 põhjaloomastiku proovi (joonis 9).

Hüdrotehniliste tööde mõjust põhjaloomastikule

Madalaveelistel merealadel mõjutavad põhjaloomastiku arengut peamiselt järgmised ökoloogilised tegurid:

- setete koosseis,
- põhjataimestiku esinemine, taimestiku liigiline koosseis,
- orgaanilise aine hulk vees ja setetes,
- piirkonna hüdroloogia (temperatuuri-, soolsuse- ja hapnikurežiim põhjalähedastes veekihtides, domineerivad hoovused).

Põhjaloomastiku kooslused reageerivad selgelt ükskõik millise ülalnimetatud teguri muutustele. Süvendus-, kaadamis- ja sadamate laiendustööde käigus muutuvad tööde piirkonnas setete koosseis, orgaanilise aine sisaldus ning sageli ka põhjataimestiku kooslused. Põhjaloomastik reageerib keskkonnatingimuste muutustele järgnevalt:

Süvendatud merepiirkonnas ja kaadamisalal valdav osa põhjaloomastikust hävib (süvenduspiirkonnas tõstetakse setetega välja, kaadamispiirkonnas maetakse süvendatud pinnase alla). Väheneb nektobentiliste vähilaadsete arvukus ja biomass. Põhjafauna taastumine võtab aega 2-3 aastat. Vesiehitiste allajäävatel merepõhjaloomastik hävib täielikult ja, kui vesiehitis ulatub üle vepinna, siis ei taastu kunagi.

Süvendus-, kaadamis-, sadamamuulide laiendus- jms. töödega paisatakse vette põhjaseteid, mis levivad hoovustega tööde piirkonnast kaugemale, kuna heljumi kergem fraktsioon püsib kaua veesambas. Heljumi kogus ja mõju põhjaelustikule on seda suurem, mida suuremad on vette paisatavate setete kogused või mida pikemat aega töid läbi viiakse. Väga suur põhja settinud heljumi kogus võib tugevalt vaesustada põhjaelustiku kooslusi. Heljumi kergem fraktsioon on aga ka toiduobjektiks põhjafaunale. See võib parandada paljude põhjaloomastiku liikide, eriti filtreerijate ja detrivooride, toitumistingimusi, millega kaasnevad olulised muutused zoobentose koosseisus.

Üldjuhul, igasugused hüdrotehnilised tööd toovad kaasa bioloogilise tasakaalu kadumise lokaalses merepõhja koosluste struktuuris. See väljendub liigilise mitmekesisuse, arvukuse ja biomassi väga suurtes muutustes orgaanilise reostusega (heljumiga) saastatud merealadel. Lisandunud heljumi mõju põhjakooslustele võib täheldada veel 2-3 aastat pärast töid. Seejärel taastub loomastiku liigiline koosseis, arvukus ja biomass tööde eelsele tasemele, mis on iseloomulik inimese poolt vähem mõjustatud piirkondadele.

Sadama muulide ees olev läänepoolse merealapõhjaloostik

Jaamade S1, S2 ja 5 (joonis 7) andmetel 2011 aastal leviv põhjaloostik koosnes peamiselt orgaanilise reostuse (heljumi) suhtes keskmise tundlikkusega liikidest nagu tavaline harjasliimukas *Hediste diversicolor*, virgiinia keeritsuss *Marenzelleria neglecta*, balti lamekarp *Macoma balthica* või madal – väheharjasussid *Oligochaeta*, surusääsklaste vastsed *Chironomidae*. Kõrge reostustundlikkusega liikidest levis piirkonnas kootvähk *Corophium volutator* ja liiva-uurikkarp *Mya arenaria*. Ühes jaamas esines 1-4 liiki, mis on väiksem kui teistes Muuga lahe uuritud piirkondades. Kokku levis muulide vahetus läheduses 7 põhjaloostiku liiki. Põhjaloostiku summaarsed arvukused ja biomassid jaamas olid madalad – 47-470 is m⁻² ja 0,15-1,89 g m⁻². Ülalkirjeldatud põhjaloostiku koosseis on iseloomulik piirkondadele, kus puudub viimastel aastatel suurema troofsuse (heljumi) mõju, kuid mis on mõjutatud eelnevate aastate süvendustöödest. Süvendatud mereala loomastik taastub aeglaselt, sest süvendusjärgsed setted on ebapüsivad ja neid pidevalt liigutatakse hoovustega. Ka 2011 aastal levis piirkonnas suhteliselt liigivaene ja väikese arvukusega põhjafauna.

Sadamamuulide laiendustööde lähistel olev mereala

Jaamade 12.5, 11 ja 12 põhjaloostik oli 2009-2010 aastal märksa rikkalikum, kui sadama muulide ees olev läänepoolsel merealal samal ajal (joonis 7). Piirkonna ühes jaamas esines 5-7 liiki. Jaamas 11 levis analoogselt 2009 aastaga liigirikas põhjaloostik (kokku 7 liiki). Kokku esines laiendustööde lähedal oleval merealal 11 liiki – ussid virgiinia keeritsuss *Marenzelleria neglecta*, tavaline harjasliimukas *Hediste diversicolor*, väheharjasussid *Oligochaeta*, vähilaadsed kootvähk *Corophium volutator*, tavaline harjaslabalane *Monoporeia affinis*, putukate vastsed *Chironomidae*, teod vesitigu *Hydrobia ulvae* ja rändtigu *Potamopyrgus antipodarum*, karbid balti lamekarp *Macoma balthica*, söödav südakarp

Cerastoderma glaucum ja liiva-uurikkarp *Mya arenaria*. Selles liikide loetelus on nii orgaanilise reostuse suhtes kõrge, keskmise kui ka madala tundlikkusega liike (tabel 1).

Tabel 1. Põhjaloostiku liigiline koosseis, reostustundlikkus ja arvukuse (A) ning biomassi (B) dominandid Muuga lahe uuritud piirkondades 2011 aastal.

| Takson | Reostustundlikkus | Dominandid |
|------------------------|-------------------|------------|
| Marenzelleria neglecta | keskmine | A |
| Hediste diversicolor | keskmine | |
| Oligochaeta | madal | |
| Halicryptus spinulosus | kõrge | |
| Bylgides sarsi | keskmine | |
| Balanus improvisus | keskmine | A |
| Saduria entomon | kõrge | |
| Monoporeia affinis | kõrge | |
| Corophium volutator | kõrge | A |
| Chironomidae | madal | |
| Cerastoderma glaucum | kõrge | |
| Mya arenaria | kõrge | AB |
| Macoma balthica | keskmine | AB |
| Mytilus trossulus | keskmine | B |
| Hydrobia ulvae | keskmine | |
| Tenellia adspersa | keskmine | |

2011 aastal oli sadamamuulide laiendustööde lähistel oleva mereala põhjaloomastik märksa liigivaesem. Ussidest esines virgiinia keeritsuss, väheharjasussid, harilik silinderkärslane *Halicryptus spinulosus*, vähkidest kootvähk, tigudest *Tenellia adspersa* ja vesitigu, karpidest balti lamekarp ja söödav südakarp. Seega kokku levis piirkonnas 2011. aastal 8 liiki ja rühma. Mereala ühes jaamas oli 3-5 liiki, jaamas 11 - 5 liiki.

2009-2010 aastal oli põhjaloomastiku arvukus ja biomass kõikides piirkonna jaamades suur (940-2444 is m⁻²; 35,78-197,47 g m⁻²). Samuti oli nendel aastatel jaamas 12.5 põhjaloomastiku arvukus ja biomass väga suur – näiteks 2010 aastal 2444 is m⁻² ja 197,47 g m⁻². Zoobentose arvukused ja biomassid olid väga kõrged eekõige tänu balti lamekarbi *Macoma balthica* ohtrale esinemisele, jaamas 11 esines lamekarbi kõrval arvukalt ka lamekeermene vesitigu *Hydrobia ulvae*. Liigirikkus ja kõrged arvukuse ja biomassi väärtused näitasid sadama laiendustöödega vette paisatud heljumi mõju põhjakooslustele. Põhjale settinud heljum parandas märgatavalt piirkonna põhjaloomastiku toidubaasi. Sellega kaasnes naaberaladelt juurde tulnud liikide arvel liigilise mitmekesisuse tõus. Parem toidubaas soodustas mõne detriidist toituva liigi arengut, millega kaasnes nende liikide ja kogu põhjaloomastiku arvukuse ja biomassi mitmekordne suurenemine.

2011 aastal oli loomastiku arvukus ja biomass piirkonnas keskmisel tasemel. Üldarvukus ja – biomass ühes jaamas olid vahemikus 846-1974 is m⁻² ja 14,75-53,86 g m⁻². Seega võrreldes eelnevate aastatega on loomastiku arvukus piirkonnas kõvasti langenud. Põhjaloostiku vaesustumine sadamamuulide laiendustööde lähistel võib olla tingitud sellest, et märgatavalt on vähenenud heljumi kogused vees, mis omal ajal kunstlikult suurendasid piirkonna põhjaelustiku rikkust.

Tahkumäe neeme mereala

Söeterminaali lähistel oleva Tahkumäe neeme mereala (jaamad M3, M4, M5 ja M6) põhjaloomastiku koosseis oli aastatel 2010-2011 sõltuvalt mereala sügavusest väga erinev.

Mõlemal vaatlusalusel aastal söeterminaali juures madalal veelal (sügavus 5 m) oli põhjaloomastik liigirikas (6 liiki). Suurematel sügavustel oli liigiline koosseis jaama kohta vaesem (3-5 liiki). Piirkonnas kokku esines aastatel 2010-2011 13-14 põhjaloomastiku liiki ja rühma. Ligikaudu võrdselt esines uurimisalal nii heljumi suhtes keskmise reostustundlikkusega (*Macoma balthica*, *Mytilus trossulus*, *Hydrobia ulvae*, *Balanus improvisus*, *Hediste diversicolor*, *Marenzelleria neglecta*, *Bylgides sarsi*) kui kõrge reostustundlikkusega (*Halicryptus spinulosus*, *Corophium volutator*, *Monoporeia affinis*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma glaucum*) põhjaloomastiku liike. Madala reostustundlikkusega loomarühmi oli vaid kaks – putukate vastsed Chironomidae ja väheharjasussid Oligochaeta (tabel 1). Võrreldes 2009 aasta andmetega on piirkonna liigirikkus märgatavalt kasvanud.

Madalal merealal (5-10 m) söeterminaali juures oli aastatel 2010-2011 loomastiku biomass väike (0,3-15,87 g m⁻²), sügavamal (20-30 m) Tahkumäe piirkonnas kas suur või väga suur (32,26-145,53 g m⁻²). Ka arvukus varieerus sõltuvalt jaama sügavusest suurel määral (47-1880 is m⁻²). Arvukuse ja biomassi dominantliigiks oli sügavates piirkondades balti lamekarp *Macoma balthica*. 5-10 m sügavuses domineeridid arvukuses balti lamekarp, liiva-uurikkarp *Mya arenaria* ja söödav rannakarp *Mytilus trossulus*, biomassis balti lamekarp, söödav südakarp *Cerastoderma glaucum* ja söödav rannakarp.

Suurem põhjaloomastiku liigirikkus madalveeladel ja suur põhjaloomastiku arvukus ja biomass Tahkumäe 20-30 m sügavusel merepiirkonnas on tingitud tõenäoliselt sadama laiendustöödel tekkinud heljumi erinevast jaotusest.

Muuga lahe keskkonnaseisundi hinnang, tuginedes põhjakooslustele

2010 aastal esines Muuga lahe uuritud aladel kokku 19 ja 2011 aastal 16 zoobentose liiki ja rühma. Nendest peaaegu pooled on kõrge orgaanilise reostuse suhtes väga tundlikud. Heljumi suhtes keskmise tundlikkusega liike oli 2011 aastal Muuga lahes 8. Heljumi suhtes madala tundlikkusega liigid piirkonnas praktiliselt puuduvad. Sellesse rühma kuuluvad vaid väheharjasussid *Oligochaeta* ja surusääsklaste larvid *Chironomidae* (tabel 1).

Muuga sadamas ja teda übritseval merealal on veekvaliteet viimastel aastatel olnud hea. Keskkonna kvaliteedi head seisu näitab see, et piirkonnas on kõikidel uurimisaastatel suurema biomassiga levinud keskmise ja kõrge orgaanilise reostuse (heljumi) suhtes tundlikud liigid. Madala tundlikkusega liikide biomassi osakaal põhjaloomastiku kooslustes on olnud väga väike.

Põhjaloomastiku arvukuse ja biomassi dominantide hulgas on nii kõrge kui ka keskmise reostustundlikkusega liike (tabel 1). Muuga lahe lõunaosa head keskkonnakvaliteeti näitab see, et kuue dominantliigi hulgas on kaks kõrge reostustundlikkusega liiki.

Suhteliselt hea keskkonnaseisundi foonil esineb Muuga lahes üksikuid väikese ruumilise ulatusega inimtegevusest tugevamalt mõjutatud merepiirkondi.

Sadama muulide ees oleval läänepoolsel merealal on inimtegevuse mõjul põhjaloomastiku koosseis väga vaene. See on eelnevate aastate süvendustööde mõju. Süvendatud alal taastub põhjaloomastik väga aeglaselt. Ilmselt pärsib loomastiku arengut uurimispiirkonnas peenliivane settekiht, mis lainetuse ja hoovuste mõjul liigub põhjasetetel. Seetõttu ei teki stabiilset põhjaloomastiku kooslust.

Reidil ja kaide laiendustööde lähistel konteinersadama läistel on inimtegevuse mõju vastupidine. Kaidetaguse ala täitmisel liivaga paiskub vette palju heljunit. Zoobentose liigirikkus ja kõrged arvukuse ning biomassi väärtused näitavad sadama laiendustöödega vette paisatud heljumi mõju põhjakooslustele. 2010 aastal põhjale settinud heljum parandas märgatavalt piirkonna põhjaloomastiku toidubaasi. Sellega kaasnes naaberaladelt juurde tulnud liikide arvel liigilise mitmekesisuse tõus. Parem toidubaas soodustas mõne detriidist toituva liigi arengut, millega kaasnes nende liikide ja kogu põhjaloomastiku arvukuse ja biomassi mitmekordne suurenemine. 2011 aastal oli põhjaloomastiku liigiline koosseis piirkonnas uuesti vaesustunud, oluliselt oli vähenenud põhjaloomastiku arvukus. Seega, kui peatub suurema hulga heljumi juurdevool, siis 2-3 aasta jooksul langeb põhjaloomastiku arvukus ja biomass heljumist mõjutatud merealal normaalsele, puhastele merepiirkondadele iseloomulikule tasemele.

Ülaltoodust järeldub, et Muuga lahe põhjaloomastiku koosseis pole inimtegevuse mõjul tekkinud selliseid häringuid, mis oleksid pöördumatud. Hüdrodünaamiliselt aktiivsetes piirkondades sõltuvad põhjaloomastiku biomassi väärtused sellest, kui arenenud on kõvadel põhjadel söödava rannakarbi kolooniad. Prangli saare rannikuvete söödava rannakarbi maksimaalne biomass 2011 aastal oli kõigest $2,1 \text{ g m}^{-2}$. Tavaliselt on rannakarbi kolooniates biomassid märgatavalt suuremad. Kolooniate biomass sõltub eelkõige toidu hulgast. Söödav rannakarp toitub heljumist. Ilmselt on heljumi hulk veesambas Prangli ja Aksi piirkonnas olnud viimastel aastatel looduslikul tasemel ja seetõttu on rannakarbi biomassid madalad. Näiteks Tahkumäe piirkonnas on sadama süvendus- ja laiendustöödel tekkinud hõljumi mõjul alati rannakarbi biomass järgmistel aastatel mitmekordselt tõusnud. Kõik ülalpool kirjeldatud andmed on saadud pikaajlise seire tulemusena.

1. 3. Plankton võimalikus mõjupiirkonnas ja potentsiaalsed mõjud

Viimastel aastatel ei ole otseselt Ihasalu lahes planktonit uuritud. Eelnevate andmete põhjal peaks siinsetes zooplanktonikooslustes domineerima eurohaliinsed liigid: aerjalgsed (Copepoda), keriloomad (Rotatoria), sõudikulised (Cyclopida) ja vesikirbulised (Cladocera). Suhteliselt rohkesti esine ka tõruvähki (Balanus). Suurim on zooplanktoni kontsentratsioon merevee ülemises 7-10 meetrises kihis tavaliselt juunis-augustis, ulatudes kuni 8 mg/m^3 (Lumberg, A. and Ojaveer, H. 1997; Ojaveer jt. 1998). Lisaks zooplankteritele esineb

rannikumeres kevadeti ja varasuvel rohkesti ihtüoplanktonit, e. kalalarve. Vaadeldavas piirkonnas koevad massilisemalt räim (aprill-juuni), ahven (mai) ja viidikas (juuni). Kuigi konkreetseid andmeid ei ole, sigib Muuga lahes ja tõenäoselt ka Ihasalu lahes nüüd ka tulnukliik ümarmudilane. Kokku võib zooplanktoni ja ihtüoplanktoni kontsentratsioon Ihasalu lahe põhjaosas ulatuda kevadel ja kevadsuvel hinnanguliselt 10-12 mg/m³.

1.4. Muuga hüdroakumulatsioon-elektrijaama rajamisega kaasnevad mõjud merepõhjakooslustele, zoo- ja ihtüoplanktonile

Lähtudes Muuga sadama keskkonnmõjude seire tulemustest võivad Muuga PHAJ-ga seotud hüdrotehniliste töödega kaasneda mitmed negatiivsed mõjud merepõhjakooslustele.

1. Merepõhjakoosluste täielik (mehaaniline) hävitamine süvendataval ja täidetaval merealal ning selle vahetus läheduses.
2. Elektrijaama ehitamise käigus suureneb merevees orgaanilise aine sisaldus. Aja jooksul settib lisandunud orgaaniline aine süvikutesse ning toitumistingimuste paranemisel suureneb sügavamatel aladel pudemetoiduliste loomade biomass. Tingituna tööde mahust on mõjud tuvastatavad kas ainult Ihasalu lahes või ka Muuga lahes, võimalikud on ka mõjud ida pool asuvas Kaberneeme lahes. Mõjustatud sügavusvahemik jääb kuni 30 meetrini. Mõju ajaline kestus on täheldatav oodatavalt kahe aasta kestel pärast ehitamist.
3. Elektrijaama ehitamisel muudetakse lokaalselt substraadi iseloomu ning merepiirkonna sügavust. Pehmele põhjale asemele tekib kivine põhjasubstraat. Tekkinud kivist substraati asustab footilises võõndis peamiselt niitjatest vetikatest koosnev põhjataimestiku kooslus. Põhjataimestiku lisandumisel suureneb herbivooride asustustihedus. Allpool footilist võõndit tekib arvukas filtreerijate *Mytilus edulis* kooslus. Kooslused kujunevad välja paari aasta jooksul ning mõju on ajaliselt püsiv.
4. Elektrijaama ehitamise käigus ja juba valminud elektrijaama lähipiirkonnas muutub teatud määral lokaalne hüdrodünaamika, s.t. Muuga ja Ihasalu lahe hoovuste liikumise suund ja ulatus Tahkumäe neeme piirkonnas (vt. TTÜ MSI, 2011). Elektrijaama vesiehitiste lähialal, seal, kus ei avaldu veehaarde mõju, võib hakata toimuma orgaanilise aine ladestumine.

Settimisprotsessid on seda intensiivsemad, mida suurem on akvatooriumis vee viibeaeg. Orgaanilise aine ladestumisel hapnikuolud põhjalähedastes veekihtides halvenevad.

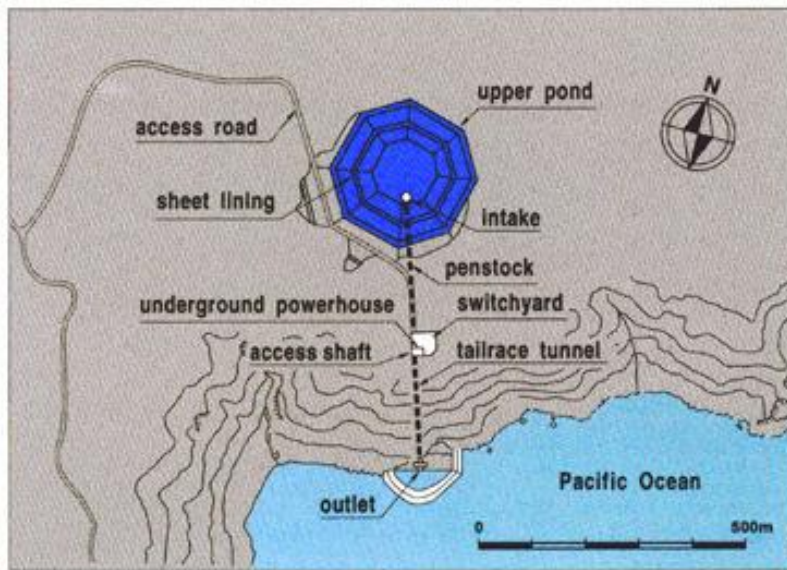
Kui paljude hüdrotehniliste ehituste (kaide ja muulide rajamine, süvendamine) puhul KMH-de maailmapraktikas mõjusid planktonile tihti ei arvestata, siis pumpelektrijaamade puhul on seda siiski proovitud teha, kuna pumbatava ja turbiine läbiva vee hulk on väga suur.

Samas, praegused teadmised pumphüdroelektrijaamade võimalikust mõjust veeökosüsteemile on veel üpris puudulikud (Cedren & Sintef, 2008; Torres, 2011). Enim on teada võimalikust mõjust kaladele ja seda just nn. tavaliste hüdroelektrijaamade kohta. Siin leitakse, et korralike kalatreppide ehitamine viib jääkmõjud kalastikule suhteliselt miinimumini. Planktonile mõjude kohta on aga ka nende hüdroelektrijaamade puhul suhteliselt vähe teada. Pumphüdroelektrijaamade puhul leitakse et mõjud zoo- ja ihtüoplanktonile võivad tekkida järgmistel peamistel põhjustel (Torres, 2011).

- Vee kvaliteedi halvenemine (tahke heljumi rohkus) ja läbipaistvuse vähenemine;
- Vee happelisuse muutumine;
- Vee temperatuuri järsud muutused;
- Vee soolsuse muutused;
- Rõhumuutused veesambas;
- Perioodilised ja järsud (kuni 0-ni, e. täieliku pimeduseni) valgustingimuste muutumine veesambas.

Tõenäoliselt suurimat ohtu kujutab endast aga nii zooplankterite kui ka kalalarvide mehaaniline hukkumine turbiinitunnelis ja –labadel. Kirjanduses on selle kohta mõningaid andmeid olemas, kuid need on valdavalt saadud plaanitava Maardu pumphüdroelektrijaamast erineval konstruktsioonilisel lähenemisel rajatud jaamade seirete käigus. Praktiliselt kõigil neil on tegemist vee korduvkasutamisega, mitte vahetatava veega. Seetõttu on siinkohal raske mingit konkreetset zoo- ja ihtüoplanktoni võimaliku hukkumise suuruste vahemikku pakkuda. Torres (2011) oma põhjalikus ülevaates märgib, et arvestades Norra geograafilisi tingimusi, jääkatte teket, pinnavee madalat temperatuuri talvel ja suhteliselt kõrget suvel jne. võivad pumphüdroelektrijaama mõjud veeorganismidele olla vägagi märkimisväärsed.

Üks vähestest kirjanduses leidunud pumphüdroelektrijaamadest, kus kasutatakse merevett ja kasutatud vesi läheb merre tagasi, on Okinawal, Jaapanis (joonis 10).



Joonis 10. Okinawa pumphüdroelektrijaam, Jaapan (Case study 01-01: Biological Diversity, 1999).

Kahjuks on selles seires pööratud peatähelepanu maismaaloodusele, sest merest veevõtt ja vee tagasiheide toimub merest muuliga eraldatud alal. Mere puhul on Okinawa PHAJ juures peamine, mida püütakse leevendada, mudase vee sissevoolu hulk. Maardu pumphüdroelektrijaama puhul aga vee mudastumist maaluses reservuaaris oodata ei ole.

M. Anderson (2007) viidates kirjandusele (Prince and Mengel, 1980 jt.) väidab, et 7 – 24% kalalarve hukkus hüdropumpjaama tõttu Keowee veehoidlas, sama täheldati ka Jocassee PHAJ suhtes. Esialgsed arvutused Elsinore järvel ehitatava PHAJ kohta näitasid, et seal võib hukkuda isegi 40 – 100 % kalalarvidest, kui PHAJ töötab 5 päeva nädalas ja kalalarvid on järves ühtlaselt jaotunud. Darrel E. Snyder (2011) märgib oma artiklis, et hinnanguliselt 5.3 millionit marjatera ja eggs 56.6 millionit kala noorjärke pikkusega 3–62 mm TL, satub Muddy Run PHAJ turbiinidele Conowingo veehoidlast, kellest maksimaalselt ainult 2% marjateradest ja 39% kala noorjärkudest jõuavad tagasi alumisse veehoidlasse, kuid ka nende elujõulisus pole teada. of the young were returned to the lower reservoir during generation.

Seetõttu on näiteks USA-s föderaalset ja ka osariikide tasandil võetud vastu spetsiaalsed regulatsioonid veevõttudele looduslikest veekogudest ja ka veehoidlatest (<http://fwafishforum.com/FScriteria.htm>).

1.5. Mõjud merepõhjakooslustele ja zoo- ning ihtüoplanktonile alternatiivlahenduste kaupa

0-Alternatiiv

Muutused Muuga ja Ihasalu lahe põhjakooslustes jäävad ka edaspidi seotuteks Muuga sadamas tulevikus toimuvatest hüdrotehnilistest töödest. 2011.a-ks kujunenud põhjakoosluste suhteliselt stabiilne ja, põhjaloomastiku osas, hea seisund võib seetõttu muutuda halvemuse poole. Veetaimestiku osas ei ole siiski kuigi tõenäone selle liigirikkuse ja katvuse suurenemine (taastumine kunagisele tasemele) Muuga sadama akvatooriumis ja ka Ihasalu lahes Tahkumäe neeme lähistel lähiaastatel, ka ilmne, et Muuga sadama laiendamist jätkatakse, näiteks rajatakse kavandatud lainemurdjad.

I Alternatiiv

1. Tahkumäe neeme idarannikul (söeterminali idanõlval) võetakse merest ära (taastumatult) vähemalt 1.7 ha. Ehk, selle võrra väheneb alatiseks ka merepõhjakoosluste potentsiaalne kasvuala. Samas, nii Ihasalu kui ka Muuga lahe suhtes tervikuna ei ole see mõju oluline.

2. Ehitus- ja süvendustööde käigus paiskub merre teatud kogus tahket heljumit, mis ajutiselt halvendaks valgustingimusi vees ja seega pärsib veetaimede, eriti kinnistunud punavetika *P. fucoides* kasvu. Mõju võib olla lokaalselt oluline, kuid taastub 2-3 aasta möödudes.

3. Samuti kaasneb ehitus- ja süvendustöödega põhjasetetes ladestunud toitainete taasingluse toomine. Selle tagajärjel paraneb filtreerivate põhjaloomade (*Mytilus edulis* eelkõige) toidubaas ja tõenäoselt on ette näha ka nende arvukuse ning biomassi tõusu veehaardega vahetult piirneval merealal. See võib küll viia kohalikua lokaalsed põhjakooslused välja tänaseks kujunenud ökoloogilisest tasakaalust, kuid arvestades Muuga sadama senist ja potentsiaalset tulevast mõju, ei ole veehaarde ehitamisest tekkinud mõju lokaalsetele põhjakooslustele oodatavalt oluline. Mõju taastub 2-3 aasta jooksul.

4. Keeruliseim on probleem zoo- ja ihtüoplanktoniga. Põhimõtteliselt ei sõltu antud juhul, kas rakendub Muuga PAHJ rajamise I või teine alternatiiv, kunna ringluse võetava vee hulk jääb samaks ükskõik, kumba alternatiivlahenduse rakendamisel. Muuga PAHJ-i kavandatavat veehulga sissevõttu turbiinitunnelisse 120 m³/s ja võttes zoo- ning

ihütoplanktoni keskmiseks biomassiks sisenevas vees 10 mg/l (kevadel) saame, et turbiinidele võib sattuda ligikaudu 0,12 kg zoo- ja ihütoplanktonit sekundis, e. tunnis 432 kg. Siit, täpsemate andmete puudusel, võime teha näiteks spekulatsiooni, et hukkub 20% zoo- ja ihütoplanktonist, e. umbes 80 kg tunnis. Kas seda on vähe või palju, on juba palju raskem hinnata. Vastuse leidmise teeb keerulisemaks ka see, et ei ole mingeid andmeid kui kiiresti taastuvad merre tagasi paisatavas veehulgas zoo- ja ihütoplanktoni kooslused kaugematelt aladelt veehaarde lähialadele sissetulnud isendite arvelt.

II Alternatiiv

Reaalselt on II Alternatiivlahenduse rakendumisel oodata sarnaseid mõjusid, kui I Alternatiivi puhulgi. Ainult punktides 1, 2 ja 3 loetletud mõjude ulatused on tõenäoselt suuremad.

Samuti on tõenäosel punktis 4 kirjeldatud potentsiaalsed mõjud zoo- ja ihütoplanktonile ja ka nende mõjude ulatus peaks sarnane olema, kuid milline – jääb ka siin vastuseta.

1.6. Kokkuvõte ja soovitused

Sadama muulide ees oleval läänepoolsel merealal oli aastatel 2010-2011 põhjaloomastik liigivaene ja madala arvukuse ja biomassiga, mis tõenäoselt viitab eelmiste aastate süvendustööde järelmõjule. Muuga lahe põhjaloomastiku koosluste analüüs näitas, et sadama laiendustööde järelmõju põhjaelustikule avaldus 2011 aastal ainult pindalalt väikesel merealal Muuga lahe idaosas Tahkumäe piirkonnas. S.t. just kavandatava Muuga PHAJ veehaarde piirkonnas.

Kaide taguse ala täitmisel tekkinud heljum suurendas 2010 aastal põhjaloomastiku liigilist mitmekesisust ja arvukust konteinersadama lähistel ja sadama reidil. 2011 aastal nendel merealadel olid heljumi mõju ilmingud kadunud. Võrreldes eelneva aastaga oli 2011 aastal põhjaloomastiku liigiline koosseis vaesunud ning oli vähenenud tunduvalt põhjaloomastiku arvukus ja biomass. Seega piirkonna loomastiku koosseis liigub normaalse, puhastele merepiirkondadele iseloomuliku taseme suunas.

Muuga lahe puhul on tegemist merealaga mis on suhteliselt tugeva inimsurve alla juba olemasolevate merekasutuste ja maismaa tegevuse kaudu. Siiani on küll kõik mõjud olnud suhteliselt mõõduka iseloomuga ja ei ole põhjustanud olulist merekeskkonna kvaliteedi langust kuid samas on Muuga laht koos Tallinna lahega üks probleemsemaid merealaid Eesti rannikumeres. Uue surveteguri lisandumine võib avaldada kumulatiivset efekti rannikumere keskkonnatingimustele.

Projekti käivitamisel avaldub piirkonna rannikumerele ja merepõhjakooslustele otsene mõju:

- Merepõhja koosluste hävimine kaevandamisega, kaadamisega ja täitmisega haaratud merealal.
- Süvendamisest, kaadamisest ja täitmisest tingitud setete paiskamine veesambasse avaldab ajutiselt mõju merepõhjakoosluste keskkonnatingimustele pindalal, mis on otseselt ehitustegevusega kaasatud pindalast mitmeid kordi suurem.

Neid mõjusid võib siiski lugeda lokaalseteks ja, vähemalt osaliselt, taastuvateks.

HAJ eksploateerimisel avaldab merest süsteemi kaasatud ja hiljem välja pumbatav veemass mõju Tahkumäe neeme ümbruse merealade mereselgrootute (zooplanktoni) ja kalalarvide (ihtüoplanktoni) kooslustele. See mõju sõltub otseslt süsteemis kasutatud veemassi parameetritest (keemilise koostise muutused, temperatuurirezhiimi muutused, hapnikutingimused). Selle mõju vähendamiseks oleks otstarbekas kaaluda süsteemis kasutatava vee korduvkasutust, e. basseini rajamist Tahkumäe neeme idarannikumeres sarnaselt, nagu Okinawa PHAJ tehti (joonis 10). Omamata praegu võimalust täpsemate arvutuste teostamiseks võime siiski eksperthinnanguna oletada, et sel juhul jääks hävitamata tonne zoo- ja ihtüoplanktonit aastas. Kahjuks ei ole praeguste teadmiste tasandil võimalik soovitada ka realselt tegutsevaid leevendusmeetmeid.

Kasutatud kirjandus

Case study 01-01: Biological Diversity - Okinawa Seawater Pumped Storage Power Plant , Japan

Cedren & Sintef, 2008 http://www.cedren.no/LinkClick.aspx?fileticket=r1B_tswNYSY%3D&tabid=3
http://en.wikipedia.org/wiki/Pumped-storage_hydroelectricity Guangzhou pumped-storage power station.

Darrel E. Snyder . 2011. Passage of Fish Eggs and Young Through a Pumped Storage Generating Station. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1975, 32:(8) 1259-1266, 10.1139/f75-146

Octavio Torres. 2011. Life cycle assessment of a pumped storage power plant Norwegian University of Science and Technology

Ojaveer, E, Lumberg, L ja Ojaveer, H. 1998. Highlights of zooplankton dynamics in Estonian waters (Baltic Sea). ICES Journal of Marine Science. Vol 55 No 4, pp. 748-755.

Okinawa Seawater Pumped Storage Power Plant Hydropower Good Practices: Environmental Mitigation Measures and Benefits Case study 01-01: Biological Diversity. 1999.

Wikipedia veebileht: http://en.wikipedia.org/wiki/Pumped-storage_hydroelectricity

<http://www.facebook.com/sharer.php?u=http%3A%2F%2Fwww.scribd.com%2Fdoc%2F25835943%2FPumped-Storage-Hydroelectricity%23source%3Afacebook>

<http://twitter.com/home?source=scribd.com&status=Reading%20%22Pumped%20Storage%20Hydroelectricity%22%20on%20Scribd%20>

<http%3A%2F%2Fwww.scribd.com%2Fdoc%2F25835943%20%23Readcast>

<http://www.google.com/buzz/post?url=http%3A%2F%2Fwww.scribd.com%2Fdoc%2F25835943%2FPumped-Storage-Hydroelectricity&message=>

<http://www.symbioticsenergy.com/projects/pumped/pumped.html>

<http://fwafishforum.com/FScriteria.htm>

2. Võimalik mõju Muuga ja Ihasalu lahe kalastikule ja kalapüügile

Ahto Järvik

2.1. Kalakoosluste iseloomustus Muuga ja Ihasalu lahes

2.1.1. Merekalade bioloogia lühiülevaade

Kavandatavate tööde võimalikus mõjupiirkonnas Muuga ja Ihasalu lahes esinevateks peamiseks merekaladeks on räim, kilu, lest, meritint ja ogalik. Tursk esineb arvukalt vaid oma varude kõrgperioodil. Vähemarvukalt on esindatud veel teisedki Soome lahes elutsevad liigid nagu tuulehaug, kammeljäs, emakala, merivarblane, meripühvel jt.

Räim, *Clupea harengus membras* L.

Räim on Soome lahes Eesti kaluritele traditsiooniliselt tähtsaimaks püügiobjektiks, aastasaagid on olnud kuni 20 000 tonni, 2009.a. aga oli saak üle 11000 tonni, langes aga 2010.a. kuni 8 000 tonnini ja 2011.a. 9 kuuga on see ainult 3 870 tonni (<http://www.agri.ee/kalapuuk-ja-varud/>). Muuga lahes püütakse räime nii mõrdade kui ka traalnootadega ja näiteks siinses peamises kalasadamas lossiti 2010.a. ligi 1 000 tonni räime, millest osa küll püüti ka Soome lahe avaosast (<http://www.agri.ee/kalapuuk-ja-varud/>).

Kuigi räim on peamiselt avamerekala, on tema paljunemine ja noorjärkude kasv seotud rannavööndiga. Räimekoelmud asuvad pea kõikjal Soome lahe Eesti rannikumeres sügavustel kuni 15 m. Muuga ja Ihasalu lahes koeb peamiselt mais-juunis, valdavalt taimsele kudesubstraadile, milleks eelistatult on pruun- ja punavetikad (*Sphacelaria arctica*, *Pilayella littoralis*, *Ceramium tenuicorne*, *Furcellaria lumbricalis* jt.). Nende levikust Soome lahes on ülevaade antud arvukates kirjсандuseallikates näit. (Raid, 1985,1991,1998). Konkreetselt Muuga ja Ihasalu lahes on räimekoelmuid uuritud alates 2003-ndast aastast TÜ Eesti Mereinstituudi poolt (vt. allpool).

Võimaliku mõju piirkonda jäävate räimekoelmute keskmine hinnanguline aastaproduktioon on Muuga lahes $133-156 * 10^6$ üle 10 mm räimelarvi ruutkilomeetri koelmuala kohta, (Raid 1985). Arvestades, et larvidest hukub enne täiskasvanuks saamist kuni 90 %, siis oleks 1 km² panus püütavasse räimevarusse ligilähedaselt 400 tonni (Raid 1985).

Eeltoodust järeltub, et süvendus- ning kaadamistöõde ja muude sarnaste hüdrotehniliste ettevõtmiste mõju räime reproduktioonile rannavetes on tugevalt sesoonse iseloomuga, olles maksimaalne aprilli lõpust juuli alguseni. Augustiks-septembriks on räimevastsed omandanud juba piisava aktiivse liikumise võime ning lahkuvad tavaliselt kudealadelt mujale toituma. Samuti on augustiks koelmualadelt lahkunud enamikus ka täiskasvanud räimed. Seirepüükides on räime esinenud kõigis Muuga ja Ihasalu lahes asuvates seirejaamades (Joonised 11 ja 12). Räime koelmute uuringud (tragimise meetodil) on näidanud, et peale Söeterminaali kasutusele võtmist on räimele sobilik kudesubstraat täielikult kadunud Muuga sadama idaosa akvatooriumis ja ka Ihasalu lahe loodeosas (joonis 13, jaamad 1 ja 2). Ihasalu lahe siseosas, Kaljunuki neemest idas esinesid veetaimedest peamiselt rohevetikad *Cladophora*, aga ka *Furcellaria*, *Zostera* ning *Chorda filum*. Räime marjaterade kesti leidis *Furcellaria*’l, mis kinnitab, et Ihasalu lahe idaosa toimib jätkuvalt räime kudelana.

Tuulehaug, *Belone belone belone* L.. Pelaagiline merekala. Ta ilmub massiliselt meie rannikumerre kudema mais-juunis kui merevee pindmine kiht on soojenenud 10⁰C. Koelmutena eelistab taimestikuga merealaid. Tuulehaug koeb ka hõljuvatele vetikavaipadele. Muuga ja Ihasalu lahes esineb vähe.

Kammeljäs, *Psetta maximus* L.

Eelistab elupaigana kõrgema soolsusega ja mõõduka sügavusega kivi-liivapõhjalisi merealaid. Eesti rannikumeres massiliselt ei esine. Soome lahes võib esineda kammelja koelmud. Koeb mais-juunis. Mari inkubeerub 7-9 päeva. Toituvad põhjaloomastikust. Üle 21cm kammeljad muutuvad valdavalt röövtoidulisteks ning nende ratsiooni põhiosa moodustavad räimed, kilud, luukaritsad, väike tobiad jne. Muuga ja Ihasalu lahes siiski vähearvukas (joonis 13).

Lest, *Platichthys flesus* Dunker

Oma kudemise iseloomu järgi jaotub süvikukudu- ja rannikukudulestaks. Ilmselt on lesta kolemeid ka Prangli saarest ida pool sügavustel üle 60 m, s.h. on võimalik nende asumine ka Aksi saarest idas asuval pinnasepuiste alal (Mikelsaar, 1957, E. Ojaveer jt., 2003). Nii süvikukudulesta kui ka rannikukudulesta maimud toituvad kaldapiirkondades. Lest vanusega 0, 1, ja osalt 2 aastat toitub põhiliselt sügavustel alates mõnest cm kuni 2 m-ni (Mikelsaar, 1984).

Kuna rannikumerre tuleb antud piirkonnas lest vanuses 0+ ja vanem, ei ole oodata süvendustööde märgatavat mõju. Sügavamates piirkondades hõljub süvikukudulesta mari 30-60 m kõrgusel põhjast sõltuvalt vee soolsusest. Päril süvikute põhjas marja ei ole leitud, seda arvatavasti ebasobivate hapnikutingimuste tõttu. Vastsed pikkusega alates 12 mm arvatavasti kantakse hoovustega madalasse vette, kus nad jätkavad toitumist. Seega, teoreetiliselt võivad lestavastsed aprillis – juunis ka triivida

Muuga lahe avaossa, kuid seda vähese tõenäosusega esineda lestavastsed. Nende arengule võib hüdrotehnilistel töödel täiendavalt tekkiv heljum mõjuda pärssivalt.

Lesta saagid Harju maakonnas (täpsem rajoneeritus puudub) olid 2009.a. 22,1 ja 2010.a. 58,1 tonni (<http://www.agri.ee/kalapuuk-ja-varud/>).

Seirepüükides on nii Muuga lahes kui ka Ihasalu lahes üks arvukaim kalaliik ja esineb saakides pidevalt kõikides seirejaamades (joonised 11 ja 12).

Tursk, *Gadus morhua* L.

Tursa arvukus Soome lahes on kõikunud väga suures ulatuses sõltuvalt soolsusest. Madala soolsuse tõttu on viimasel kümnendil tursa arvukus Soome lahes olnud väga madal ja kalapüügi seisukohast ei oma tursk siin majanduslikku tähtsust. Kuid situatsioon võib muutuda. Piisab vaid tugevast soolasema vee sissevoolust Põhjamerest Läänemere, kui 2-3 aastat hiljem võib tursa arvukus Soome lahes järsult tõusta ja ületada tunduvalt lesta arvukuse. 1980-ndate aastate alguses püüti Soome lahest turska üle 10 000 tonni aastas. Eesti tursasaak Soome lahes on viimastel aastatel ainult 0.05-0,1 t piires avameres ja kuni 0.4 t rannikumeres (peamiselt Harjumaa vetes), sedagi kaaspüügina (<http://www.agri.ee/kalapuuk-ja-varud/>).

Muuga ja Ihasalu lahe seirepüükides on tursk esinenud üksikute isenditena (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

2.1.2. Siirde ja poolsiirdekalade bioloogia lühiülevaade

Meritint, *Osmerus eperlanus eperlanus* L.

Muuga lahes esineb toituv meritint. Koeb jõgede suudmealadel ja ka madalamates lahesoppides mujal Soome lahes, näiteks Pirita jões.

Seirepüükides on nii Muuga lahes kui ka Ihasalu lahes suhteliselt arvukalt ja esineb saakides kõikides seirejaamades (joonised 11 ja 12).

Lõhi, *Salmo salar* L.

Lõhi on lõheliste sugukonda kuuluv külmaveeline siirdekala. Koeb hilissügisel. Muuga lahes võivad suvel ja sügisel esineda eelkõige Pirita ja Jägala jõkke kudema siirduvad isendid. Lõhi on hinnaline püügikala, kuid saagid sõltuvad eelkõige kalakasvatustes sisselastud noorlõhede – smoltide, arvust ja ellujäämisest. Loodusliku lõhe, s.h. ka Eesti jõgedest pärit, osatähtsus saakides on väike (ca 5%). Lõhe migreerumist Suure Salmi kaudu ei ole täheldatud.

Seire- ja ka kutseliste kalurite saakides esineb mitteamvukalt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

Lõhi on kantud EU Loodusdirektiiviga II kategooria kaitstavate liikide hulka, e. seega Natura 2000 liik.

Meriforell, *Salmo trutta trutta* L.

Meriforell on samuti lõheliste sugukonda kuuluv külmaveeline siirdekala. Tõus koelmutele algab soodsatel aastatel juba augustis. Koeb 4⁰-6⁰C vees jõe kärestikulises osas. Mandri jõgedes toimub see tavaliselt oktoobri lõpus septembri alguses, saartel mõnevõrra hiljem. Muuga lahes võivad eelkõige esineda Jägala ja Pirita jõkke kudema siirduvad meriforellid.

Seire- ja ka kutseliste kalurite saakides esineb mitteamvukalt, v.a. jäävabad talved, kui meriforelli saagid võrkudega on siiski märkimist väärivad (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

Merisiig, *Coregonus lavaretus lavaretus* L. Ka merisiig on lõhilaste hulka kuuluv külmaveeline poolsiirdekala. Võtavad ette vaid piiratud ulatusega turgutus- ja kuderändeid. Külmaveelise liigina

reageerib teravalt hapnikusisalduse langusele vees. Kudemiseks vajab oligotroofseid, ilma taimestikuta ja liivase põhjaga merealaid. Arvatavasti koeb ta Kolga lahes, Kunda lähistel ja ka Narva lahes ning Kakumäe(Kopli) lahes, Muuga lahes pole tema koelmuid leitud. Kudemine toimub valdavalt oktoobris-novembris taimestikuvabale kruusasele-liivasele põhjale. Otseselt käesoleva KSH objekti võimalikus mõjupiirkonnas siiakoelmuid teada ei ole.

Seiresaakides esineb vahelduva arvukusega kõikides seirejaamdes, s.h. ka Tahkumäe neeme lähistel (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

Vimb, *Vimba vimba* L..

Vimb on karplaste sugukonda kuuluv bentostoiduline poolsiirdekala. On suhteliselt tolerantne eutrofeerumisele. Muuga lahes turgutuvad vimmad pärinevad ümbruskonna kärestikulistes jõgedes: Pirita, Jägala ja Pudisoo, kudevatest vimbadest. Osaliselt tõusevad koelmutele sügisel, osaliselt aga alles kevadel. Kudemine toimub keskmisel kevadel maikuu teisel poolel. Vimb on portsjonkudeja. Merre laskuvad noored vimmad kas varakevadel või siis hilissügisel.

Seire- ja ka kutseliste kalurite saakides esineb mitteamvukalt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

2.1.3. Mageveekalade bioloogia lühiülevaade

Haug, *Esox lucius* L. Eelistab elupaigana rohkete varjevõimalustega ja otseste tuulte eest varjatud alasid. Meie rannikumere haugivaru on koondunud rohkete mageveeliste sissevooludega merealadele. Eelistatult koeb varakevadel, märtsis aprillis ning osaliselt ka mais üleujutatud jõeluhtadel või siis madalates merelõugastes taimestikule kui veetemperatuur on tõusnud 3⁰C-ni. Muuga lahe piirkonnas leidub vähe haugile sobilikke kudepaiku, mistõttu seal esineb haugi väga vähe. Ihasalu lahes Jägala jõe suudmealal on haugi esinemine arvukam.

Särg, *Rutilus rutilus* L.. Rannikumere eutrofeerumise ja looduslike vaenlaste: koha, haug, ahven, arvukuse langus ülepüügi mõjul, on tõstnud särje arvukuse hästi läbisoojenevates ja varjulistes merealades kõrgeks. Kuna vaatlusalused merepiirkonnad on põhja-, loode- ja kirde-suunalistele tuultele (valdavalt toovad kaasa vee jahenemise) avatud ja vee soolsus on särje soolsustaluvuse piiril, siis on särg Muuga lahes suhteliselt vähearvukas. Särg koeb jõgedes maikuu kui veetemperatuur on tõusnud 8^o-15^oC. On harrastuskalastajate üks meelisobjekte. Püügistatistikas esitatakse särg koos nuruga. Arvuline vahekord on saakides tavaliselt 4 särge : 1 nurg. Muuga lahe seirepüükides on viimastel aastatel särje arvukus tõusnud, Ihasalu lahes esineb teda aga jätkuvalt üksikult. Muuga lahe seirepüükides on viimastel aastatel hakanud esinema arvukamalt (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

Koha, *Stizostedion lucioperca* L.. Eelistab eluks madalaid ja vähese läbipaistvusega veealaid. Kudemine algab 12^o-13^oC veetemperatuuri juures. Põhja- ja Loode-Eesti rannikumeres leiab koha väga vähe kudepaiku, mistõttu on Soome lahe lääne- ja keskosas merealadel vähearvukas. Muuga ja Ihasalu lahes püütavad üksikud kohad liiguvad tavaliselt turgutusrändel räime- ja meritindiparvede järel ning võivad nii läbida väga suuri vahemaid.

Ahven, *Perca fluviatilis* L. Koeb Soome lahe keskosas lõunarannikul tavaliselt mai teisest poolest kuni juuni lõpuni 0,5-1,5m sügavuses veekihis (tõenäoselt ka Jägala jões ja selle estuaarias, kui temperatuur on 8^o-15^oC. Kudemine lõpeb 18^oC juures. Marjalint kinnitatakse põhjast kõrgemal substraadile. Areneb hõljuvas olekus, mistõttu ei karda erilisel setetega kattumist. Ahvena kudemiseks sobiv kudesubstraat on Muuga sadama akvatooriumist ja Kaljunuki neeme läheduses Ihasalu lahes

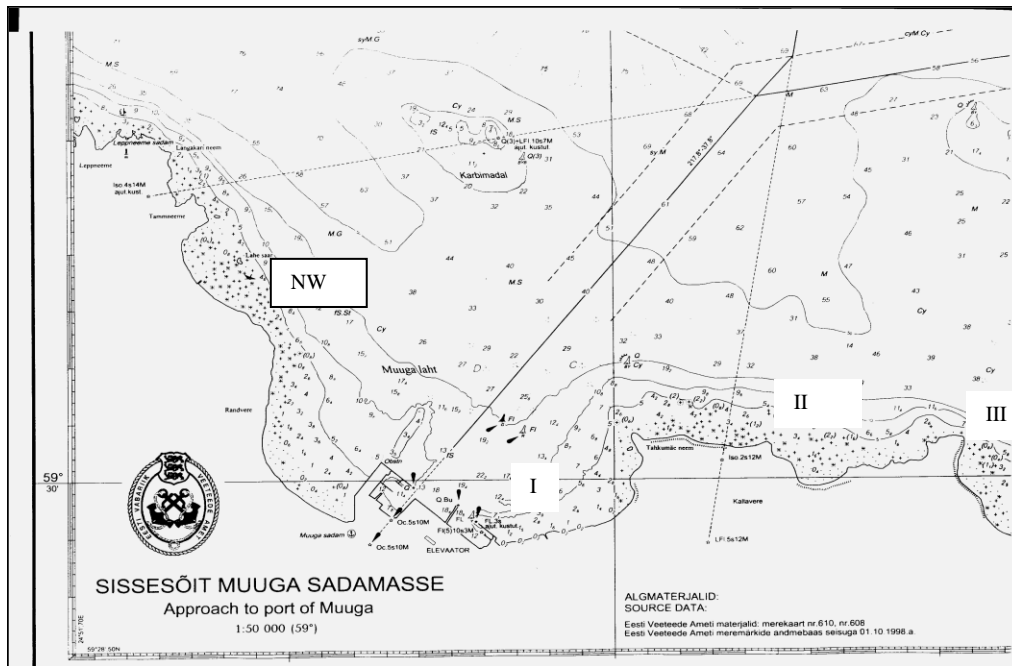
peale Sõeterminali rajamist praktiliselt kadunud. Täiskasvanud ahven eelistab elupaigana tuulte eest varjatud ja peitevõimalustega merealaid, mille vähesus Põhja-Eesti kõnesolevatel merealadel on tema leviku limiteerivaks teguriks. Sageli suundub ahven mageveest merre ka talvituma. Muuga lahes võis alates 2001.a.-st täheldada mõningast ahvena arvukuse tõusu, mis aga viimastel aastatel on asendunud kerge langusega (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

Sõõrsuud: jõesilm, *Lampetra fluviatilis* L.

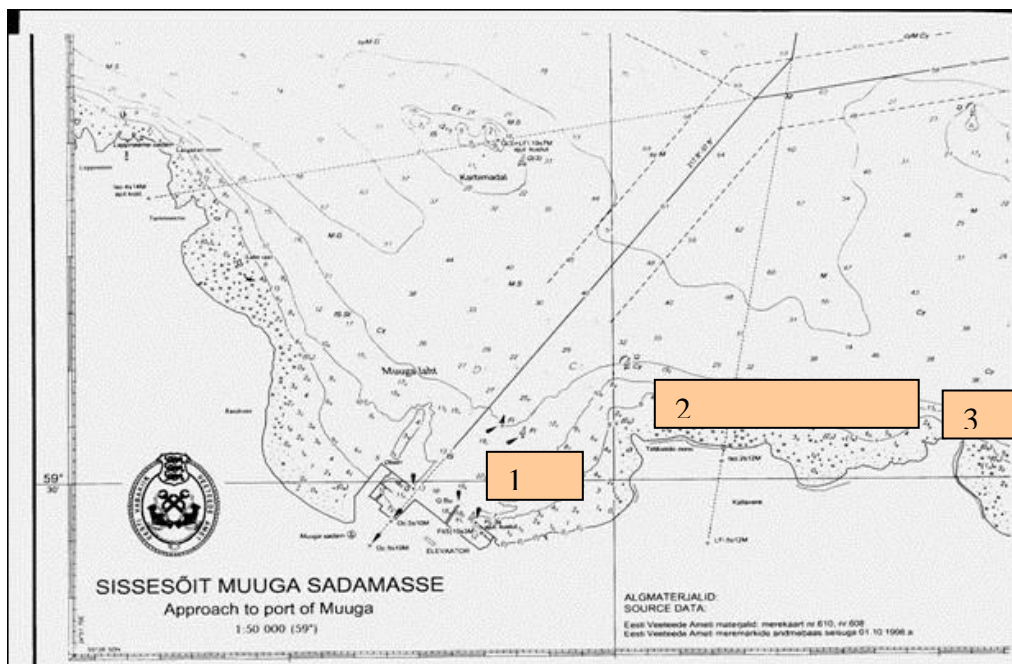
Koeb Jägala jões septembrist veebruarini. Koelmud paiknevad jõe madalamates kiiremavoolulistes osades. Jõesilmu vastsed arenevad jões 3-4 aastat, mille järel migreeruvad merre. Pärast 1-2 aastat kestnud mereelu tõuseb silm vaid korra oma elus jõkke, koeb ning seejärel hukkub. Suitsutatud ja marineeritud silm on turul kõrgelt hinnatud toode. Jõesilm on kantud EU Loodusdirektiiviga II kategooria kaitstavate liikide hulka, e. seega Natura 2000 liik.

2.2. Kalapüük Muuga ja Ihasalu lahes

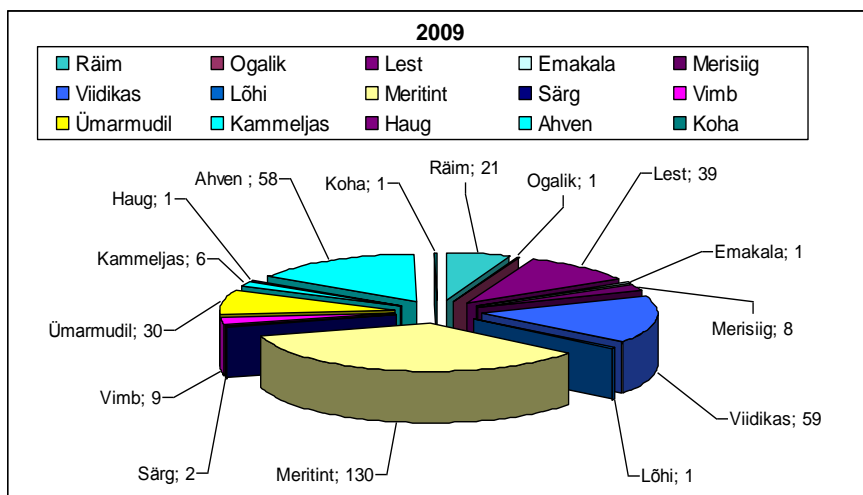
Muuga lahes, nagu ka naaberlahtedes, on iseloomulik aktiivne harrastuslik kalapüük, eelkõige nakkevõrkudega, samuti toimub siin ka ulatuslik sportlik kalapüük. Püütakse lesta, ahvenat, siiga jt. kalaliike saagid on siiski suhteliselt väikesed, kuigi täpsemad andmed puuduvad. Kutselised kalurid püüavad Muuga lahes Muuga sadamast loodes nakkevõrkude ja mõrdadega, Ihasalu lahes peamiselt võrkudega Neeme poolsaare rannikumeres ja Koljunuki poolsaarest Jägala jõe suudme pool. Viimaste aastate saakide kohta täpsemad andmed puuduvad, kuna püügistatistika neid eraldi enam ei kajasta. Eelnevalt olid saagid 2003.a. 34.1 tonni, 2002.a. 31.4 tonni, 2001.a. üle 20 tonni ja 2000.a. – 6.5 tonni. Saakides domineerib koguseliselt räim, järgneb viimasel kahel aastal tõenäoselt tulnukliik ümarmudil. Veidi on tõusnud ka lesta ja ahvena saagid., edasi lest ahven jt. liigid. (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).



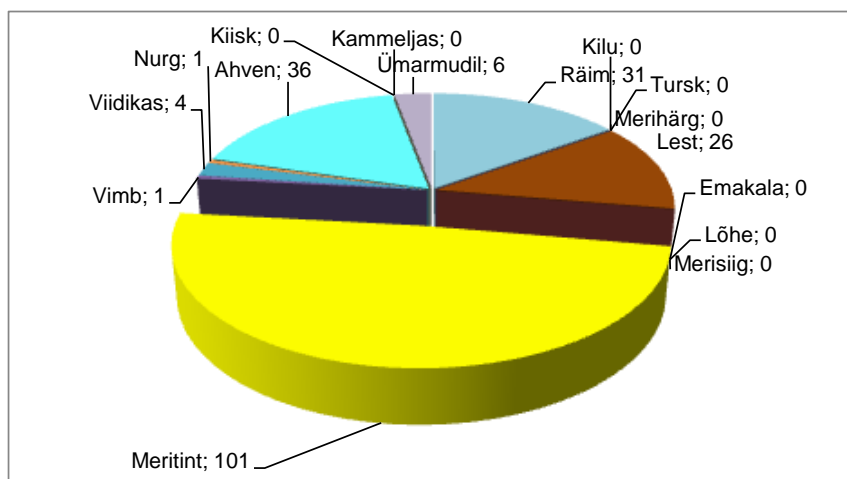
Joonis11. Kalastiku seirajaamad Muuga lahes (jaamad NW ja I) ja Ihasalu lahes (jaamad II ja III) 2003-2011 aastatel (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).



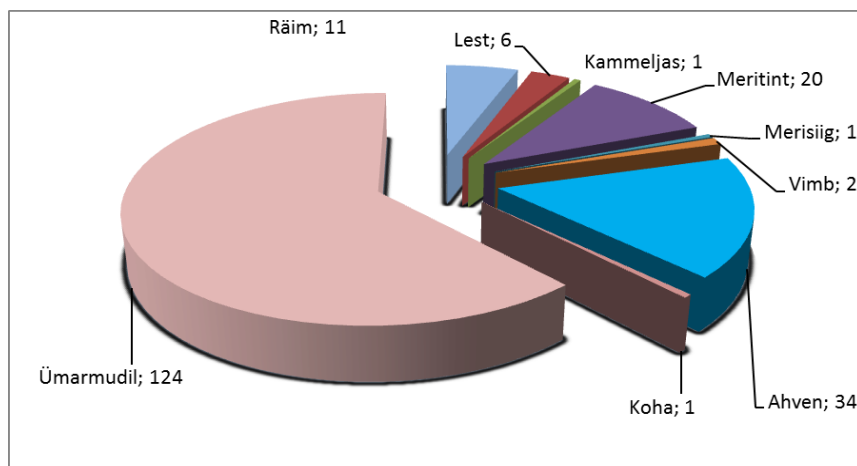
Joonis 12. Räime koelmualade seirealad Muuga lahes (1) ja Ihasalu lahes (2 ja 3) 2010 ja 2011 a. (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).



2010.a.



2011.a.



Joonis 13. Seiresaakide liigiline koosseis 2009– 2011 aastatel Muuga lahes jaamas I (TÜ Eesti Mereinstituut, 2009 ja 2010).

Kasutatud kirjandus.

- Mikelsaar, N. Eesti NSV kalad. Tallinn, Valgus, 1984. 432lk.
- Raid, T. 1985. The reproduction areas and ecology of Baltic herring in the early stages of development found in the Soviet zone of the Gulf of Finland.- "Finnish Fisheries Research", vol. 6, 1985: 20-34.
- Raid, T. 1991. Herring spawning grounds in the North-eastern Baltic: recent changes and present situation. Proc. Intern. Herring Symposium. Anchorage, Alaska, pp.629-638.
- Raid, T. 1998. herring in the North-eastern Baltic Sea in the 1970-1990s: ecology, stock structure and fishery. University of Helsinki. 190 p.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2009. Muuga sadama merekeskkonna seire 2003.a., osa III Kalastik. Vastutav täitja A. Järvik. Tallinn. Käsikiri TÜ Eesti Mereinstituudi raamatukogus.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2010. Muuga sadama merekeskkonna seire 2003.a., osa III Kalastik. Vastutav täitja A. Järvik. Tallinn. Käsikiri TÜ Eesti Mereinstituudi raamatukogus.
- TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Muuga sadama merekeskkonna seire 2003.a., osa III Kalastik. Vastutav täitja A. Järvik. Tallinn. Käsikiri TÜ Eesti Mereinstituudi raamatukogus.

2.3. Võimalikud mõjud kalastikule ja kalapüügile

Tundlikem periood kalade elus igasugustele hüdrotehnilistest töödest tekkivatele mõjudele on sigimine: marja ja larvide arengu aeg. Eriti ohtlik on arenevale kalamarjale ja ka larvidele hapnikudefitsiidi tekkimine. Tõsi, see võib küll ka aset leida ilma vahetu inimtegevuse mõjuta – looduslike protsesside tagajärjel. Siiski, tavaliselt on hapnikudefitsiidi tekkimine veekogus seotud ikkagi inimtegevusega. Üks enim esinev juhtum on seejuures märgatav tahke heljumi kontsentratsiooni tõus veesambas hüdrotehniliste tööde tagajärjel. Kahjustus võib toimuda vahetult tööpiirkondades, juhul kui heljumi kontsentratsioon ületab tunduvalt (üle 5 mg/l) looduslikku fooni (Alabaster, Loyd, 1984; ICES, 2001). 1980ndatel teostatud eksperimentaaluuringud näitasid, et arenev räimemari hakkab, kui tema peale settib 0.2 mm

või paksem settekiht (Eesti Mereinstituut, 2001).

Kui kala on jõudnud maimu staadiumisse, väheneb heljumi kontsentratsiooni negatiivne mõju ja suurematel kaladel on see juba üpris väike, kuna kala võib lahkuda antud merealalt. Erandiks on periood, kui veekogu (s.h. ka madalmeri) on kaetud jääkattega ja hapnikudefitsiit on niigi olemas.

Seega, praegusel juhul on ebasoovitavaim ajavahemik süvenduseks ja muudeks hüdrotehnilisteks töödeks kevadel, kui enamikel Muuga ja Ihasalu lahe kaladel on kudeaeg ja sellele järgnev larvide arengu aeg. Kalade aktiivne kudemine (räim, ahve, särg jt.) sealses madalmeres algab siis, kui merevee temperatuur koelmutel on tõusnud +5 – +6 °C. Keskmiselt leiab see Soome lahe keskosas aset aprilli lõpus. Sõltuvalt ilmast võib aktiivne kudeperiood kesta kuni juuni keskpaigani.

Kalalarvide arvukus võimalikus mõjupiirkonnas aga jääb kõrgeks kuni juuni lõpuni.

Süvendamise jt. hüdrotehniliste tööde mõju kalapüügile võib kvalifitseerida kaudse mõjuna. See avaldub eelkõige kalade reageerimises tõusnud heljumi kontsentratsioonile püügipiirkonnas ja ujuvvahendite ning ehitustööde tekitavast mürast, mis sõltub ka ujuvvahendite liiklemisteedest. Püügiobjektideks olevad täiskasvanud isendid võivad loetletud põhjustel lahkuda kaugemale ja jäävad seega välja mõjupiirkonnas püügile asetatud passiivsete püüniste püügiväljast.

Lisaks, kaudne negatiivne mõju võib tekkida ka teatud lokaalse kalavaru vähenemisest juhul, kui hüdrotehniliste tööde mõjul on langenud kalade sigimise efektiivsus. Süvendustööde tagajärjel vähenenud lokaalne kalavaru võib taastuda 3-4 aasta jooksul, sõltuvalt kalaliigist, kalavaru kahanemise suurusel jne. teguritest (Eesti Mereinstituut, 1997).

Kalastikule ja kalapüügile Muuga PHAJ rajamisega tekkivate mõjude olulisus alternatiivlahenduste kaupa (vt. ka sissejuhatus).

0-Alternatiiv

Arvestades, et Muuga sadama mõjud kalastikule on viimastel aastatel muutunud märgatavaks (TÜ Eesti Mereinstituut 2010) ja seda, millised on sadama idaosa laiendamise edasised kavad ja ka lainemurdjate rajamist lähitulevikus, võib väita, et ka ilma Muuga PHAJ rajamiseta kasvaksid tõenäoselt Muuga sadama negatiivsed mõjud kalakooslustele Muuga lahes ja Ihasalu lahes kindlasti edasi. Näiteks eelpool mainitud praeguseks kadunud räimekoelmute taastumine Ihasalu lahes Tahkumäe neeme lähistel ei ole kuigivõrd tõenäone.

Alternatiiv I

Selle alternatiivi rakendumisel on meres teostatavate hüdrotehniliste tööde maht suhteliselt väike ja piirdub peamiselt veehaarde rajamisega Sõeterminali kai jätkumuulile, mis iseenesest ei tohiks kalastikule ja kalapüügile märgatavat mõju avaldada. Jääb aga kehtima 0-Alternatiivi kohta kirjapandud Muuga sadama, kui olulise reaalse mõjuallika tekitatu.

Siinjuures tuleb arvestada, et veehaare on vahetult söekai lähedal ja, vähemal määral praeguse seisuga see nii on, söelastimisel paratamatult tekkiv tolmu settib lääne- ja põhjakaarte tuultega just merealale, kust veevõtt toimiks. Veevõtuga sellelt merealalt ja ka vee tagasivooluga

resuspenseerub tõenäoselt osa juba settinud tolmust uuesti ja, põhimõtteliselt on võimalus, et see tolm kantakse suuremale merealale.

Alternatiiv II.

Antud juhul kaasneb Muuga PHAJ rajamisega tehissaare ehitamine Ihasalu lahte Kaljunuki neem lähistele sügavustel 0,5-5 m. Sel juhul kaasneb ehitustöödega tunduvalt rohkema tahke heljumi teke, mis võib levida meres kaugemale (vt. ptk. TTÜ MSI aruanne). Tekivad ka negatiivsed mõjud, mida teatud tingimustes võib hinnata olulisteks ja nimelt siis, kui tahket heljumit tekitavaid töid tehakse kalade kudeajal, mis võimalikus mõjupiirkonnas toimub kevadel. Hilisem tehissaare eksisteerimine ja selle teenindamine (v.a. veevõtt) iseenesest ei tohiks kalastikule olulist mõju tekitada, kuna rajatava tehissaare kohal ja ka lähialadel juba praegu kalakoelmud ei tööta (TÜ Eesti Mereinstituut, 2010 ja 2011).

Veehaarde mõju kalastikule.

Muuga PHAJ eelprojekt (Merin, 2010) näeb ette suurimaks veevõtuks (ka tagastatava vee puhul) 120 m³ sekundis ja veehaarde suubmet ümbritseva ristkülikukujulise välisseina rajamist mõõdetega 70 x 47 m. Veehaardele ehitatakse kaitsevõre, mille piide vaheks pakutakse eelprojektis vähemalt 2 cm. Voolukiirus võre juures oleks maksimaalselt 0.25 m/s (madalaima merevee taseme korral) ja keskmiselt mitte üle 0.2 m/s. Kaitsevõre kaugus vertikaalsuhtist on ca 70 m. Võre on mõeldud risu kinnipüüdmiseks ja kalade vertikaalšahti sattumise vältimiseks.

Siin tekivad aga teatud kahtlused, mis täpsemate andmete puudumisel ja ka vastavate uuringute vähesuse tõttu, ei pretendeeri küll kuigi kõrgele adekvaatsusele, kuid pole siiski adkvaatne apriori neid mitte tähele panna.

1. Muuga ja Ihasalu lahe rannikumeres elutsevad paljude kalaliikide noorjärgud (räim, ahven, viidikas, ümarmudil jne.) rääkimata sellistest väikestest kaladest nagu mudilased ja merinõel. Nende ujumiskiirused ei küüni suure tõenäosusega 0.2 m/s, selmet siis 0.25 m/s. Mainigem, et nn. rusikareegli kohaselt suudavad paljude kalaliikide isendid pikemat aega (mõnel liigil piirdub see kümnete sekunditega, teistel kümnete minutitega) liikuda kiirusega, mis on võrdne või mitte kordi rohkem tema kehapikkusest/s, särjel näiteks on see suhtarv võrdne ligikaudu 2

kehapikkust/s (Jakob Brodersen¹ et al.; [http://www.fishbase.org/manual/ Fishbase The SWIMMING and SPEED Tables.htm](http://www.fishbase.org/manual/Fishbase%20The%20SWIMMING%20and%20SPEED%20Tables.htm)).

Seega, eelprojektis pakutud maksimaalne veevoolu kiirus kaitsevõrel ei taga üheselt mainitud kalade noorjärkude puhul nende võrest läbikandumise vältimist. 0.2-0,25 m/s tagab kõrge tõenäosusega seda kaladele alates pikkusest üle 10-15 cm (sõltuvalt liigist). Lisaks, restide vahetus läheduses tekib turbulentne veevool, mis paljudel kaladel tekitab nn. optomotoorse reaktsiooni ja sellisel juhul kala ei pruugi üldsegi „teadlikult“ vältida resti läbimist. See on siiski väga liigispetsiifiline probleem ja seda tuleks uurida reaalses konkreetsetes oludes. Näiteks räimel on seda leitud eksperimentaalvaatlustega. Muide räime keskmiseks liikumiskiiruseks mõõdeti seejuures 2 kehapikkust/s (Järvik, 1985).

2. Kalade noorjärkude keha maksimaalne läbimõõt on paljudel liikidel väiksem, kui 2 cm. See kehtib isegi suguküpsete räime, tindi, viidika ja mõne teise kalaliigi suhtes. **Võib arvata, et suur osa räimest ja ka mitmest teisest liigist on võimelised taolisest võrest ka siis läbi ujuma, kui puudub „sisseimev“ veevool.**

3. Ekspertarvamuse kirjutatele jääb selgusetuks, kuidas toimib võre talvel nii püsi- kui ka rüsi jää tingimustes.

4. Selgusetu on ka probleem, kas ja kuidas muutub väljapumbatava ja merre tagastatava vee hüdrokeemia ning temperatuur.

Üldiselt võib läbitöötatud kirjanduse puhul jõuda järeldusele, et korduvkasutatava veega (2 reservuaari) pumphüdroelektrijaamade mõju kalastikule on märgatavalt väiksem kui veevahetusega jaamadel seda oodata on.

Kasutatud kirjandus

G. Alabaster, R. Lloyd. 1984. Vee kvaliteedi kriteeriumid mageveelistele kaladele. Moskva, Ljkgaja ja Pists. Prom., 344 lk. (tõlge vene keelde)

Michael Anderson. 2007. ECOLOGICAL IMPACTS FROM LEAPS OPERATION: PREDICTIONS USING A SIMPLE LINEAR FOOD CHAIN MODEL. Dept. of Environmental Sciences UC Riverside. Pp. 22.

Jakob Brodersen^{1*}, P. Anders Nilsson¹, Jeppe Ammitzbøll¹, Lars-Anders Hansson¹, Christian Skov², Christer Brönmark¹. 2008. Optimal Swimming Speed in Head Currents and Effects on Distance Movement of Winter-Migrating Fish. Department of Ecology/Limnology, Lund

University, Lund, Sweden, 2 DTU Aqua, National Institute of Aquatic Resources, Silkeborg, Denmark

Case study 01-01: Biological Diversity - Okinawa Seawater Pumped Storage Power Plant, Japan

Cedren & Sintef, 2008. <http://www.cedren.no/LinkClick.aspx?fileticket=rIBtswnYSY%3D&tabid=3>

Guangzhou pumped-storage power station. http://en.wikipedia.org/wiki/Pumped-storage_hydroelectricity

Hydropower at a Glance, 2009. USA.

ICES. 1992. Effects of extraction of marine sediments on fisheries. ICES cooperative research report 182. Copenhagen, 1992, 78pp.

“Impacts of Motorized Boats on Shallow Water Systems”, Rutgers University on November 7-8, 2000.

Järvik, A. 1985. Possibilities for rationalization of spring-spawning herring pound-net fishery.

Mingtian Pumped Storage Power Project. Taiwan Power Company. 2001.. Monitoring of Water Quality and Ecology.

Okinawa Seawater Pumped Storage Power Plant Hydropower Good Practices: Environmental Mitigation Measures and Benefits Case study 01-01: Biological Diversity. 1999.

Octavio Torres. 2011. Life cycle assessment of a pumped storage power plant Norwegian University of Science and Technology

Wikipedia veebileht: http://en.wikipedia.org/wiki/Pumped-storage_hydroelectricity

<http://www.facebook.com/sharer.php?u=http%3A%2F%2Fwww.scribd.com%2Fdoc%2F25835943%2FPumped-Storage-Hydroelectricity%23source%3Afacebook>

<http://twitter.com/home?source=scribd.com&status=Reading%20%22Pumped%20Storage%20Hydroelectricity%22%20on%20Scribd%20>

<http://www.scribd.com/doc/25835943/20%23Readcast>

<http://www.google.com/buzz/post?url=http%3A%2F%2Fwww.scribd.com%2Fdoc%2F25835943%2FPumped-Storage-Hydroelectricity&message=>

<http://www.symbioticsenergy.com/projects/pumped/pumped.html>

[http://www.fishbase.org/manual/Fishbase The SWIMMING and SPEED Tables.htm](http://www.fishbase.org/manual/Fishbase%20The%20SWIMMING%20and%20SPEED%20Tables.htm)

Eesti Mereinstituut. 1997. Kunda tsemendisadama ehitusjärgne seire 1997.a. Eesti Mereinstituut, Tallinn. 1997. 29 lk. Käsikiri.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2010. Muuga sadama merekeskkonna seire 2003.a., osa III Kalastik. Vastutav täitja A. Järvik. Tallinn. Käsikiri TÜ Eesti Mereinstituudi raamatukogus.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2011. Muuga sadama merekeskkonna seire 2003.a., osa III Kalastik. Vastutav täitja A. Järvik. Tallinn. Käsikiri TÜ Eesti Mereinstituudi raamatukogus.

4. Potentsiaalselt mõjutatavad Natura 2000 alad ja EL Elupaikade Direktiivi Lisas II toodud liigid

Võimalikus mõjupiirkonnas, Ihasalu ja Muuga lahes (vt. peatükid 2 ja 4) ei ole ühtegi reaalselt mõjutatavat Natura 2000 ala. Samas, mõjupiirkonda võivad sattuda ja ka saada teatud määral mõjutatud mõned EL Loodusdirektiivi lisas II loetletud liigid: läänemere lõhi *Salmo salar L.* ja jõesilm *Lampetra fluviatilis L.*, hall- viiherhülged ja ülelennul ka mitmed antud ja teistes direktiivi lisades nimetatud linnuliigid. Reaalsed negatiivsed mõjud antud liikidele on aga väheolulised ja piirduvad praktiliselt mõjudega liikumisteede valikul. Mõjusid, mis võiksid mõjuda ükskõik millise Natura 2000 liigi elupaigale, veel vähem nende püsijäämisele, ei teki. **Seega, käesoleval juhul ei ole vaja teostada eraldi mõju hindamist Natura 2000 objektidele.**

5. Võimalikus mõjupiirkonnas paiknevad/elutsevad teised, Eesti rahvuslikul tasandil kaitstavad, looduskaitsealused alad ja liigid.

Ihasalu lahes asuva Ihasalu I liivamaardla alal ning selle lähipiirkonnas (võimalikus mõjupiirkonnas) looduskaitsealuseidobjekte ei ole. Siiski, teoreetiliselt võivad olla mõjutatud nimetatud merealadel ajutiselt esinevad (rännetel) looduskaitsealused kala- ja linnuliigid ning ka hülged. Eesti punase raamatu kalaliikidest ja-vormidest esinevad Muuga lahes ja Aksi saare piirkonnas merisiig (siirdevorm I, meres kudev vorm II kategooria), lõhi, sügisräim ja meriforell (vt. 2.1.1. ja 2.1.2.). Sügisräime koelmud paiknevad rannikust kaugemal, avameres eksponeeritud pankadel. Soome lahe lõunarannikul on sügisräime koelmuid vähe ja need asuvad peamiselt lahe idapoolsesosas. Ihasalu lahes moodustab enamuse püütavast merisiigist siirdesiig, kes pärineb tõenäoliselt Soome vetest ja koeb oktoobris.

6. Soovitavad leevendusmeetmed

Alternatiiv 0

Leevendusmeetmeid pole vaja.

Alternatiivid I ja II

Minimiseerimaks võimalikke negatiivseid mõjusid kalastikule Muuga ja Ihasalu lahes, on soovitatav veehaarde rajamist, kindlasti aga tehissaare rajamistõid mitte teostada kalade peamisel kudeajal aprilli teisest poolest kuni juuni lõpuni.

Veehaare tuleb rajada selliselt, et kalade läbimine kaitserestidest oleks praktiliselt välditud. Selleks tuleb projekteerimisfaasis tutvuda vastavate veehaarete konstruktsioonidega mujal maailmas ja jälgida nende eeskju. Näitena võib soovitada süsteemi:

Beaudrey Scoop-a-Fish™ system
(http://www.beaudrev.fr/page.php?language=English&file_name=fish-protection.html).

Ekepertgrupi eelistus oleks aga Alternatiiv IB vaatluse alla võtmine. See tähendab, vee korduvaksutamist PHAJ süsteemis ja ülemise reservuaari rajamist, sarnaselt nagu eelpool mainitud Okinawa PHAJ puhul (joonis 10). Selleks tuleks korraldada põhjalikum arutelu kõigi osapoolte osavõtul.

Juhul, kui aga ikkagi rakendub variant ilma ülemise reservuaarita tuleb soovitada efektiivsema kalatõkke rajamist, lähtudes näiteks Lisas 1 toodud USA-s kasutatavate kalatõkete (-kardinate) konstruktsioonidest ja neile esitatud nõuetest.

Võimalusel tuleks kaaluda ka veehaarde suubme viimine sügavustele 25-30 m, kus zoo- ja ihtüoplanktoni arvukus on oodatavalt väike.

7. Soovitused seireks

- Jätkata merepõhja- ja kalakoosluste seiret praegu Muuga sadama keskkonnamõju seire raames toimivates mahtudes ja meetodika järgi vähemalt 3 aasta kestel peale Muuga PHAJ valmimist.
- Alternatiivide I või II rakendumisel tuleb käivitada aga ka kalakoosluste ja zoo- ning ihtüoplanktoni seire 2 aastat enne PHAJ rajamise algust, ehituse ajal ning vähemalt 3 aasta jooksul peale PHAJ valmimist (eksploatatsioon olekul). Sealhulgas tuleb seirata PHAJ käitamise ajal ka zoo- ja ihtüoplanktoni ning kalade sattumist veevõtutunnelisse ning samuti väljavoolus. Selleks tuleb leida adevaatne meetodika, konsulteerides vastavate välismaa spetsialistidega.

Lisaks, käesolev ekspertgrupp peab vajalikuks Alternatiivide I või II rakendamisel ka põhjaliku merevee (s.h. ka T, pH) ja merepõhjasete liikumise ning kvaliteedi seiret ehituse ajal ja vähemalt 3 aasta jooksul peale PHAJ valmimist.

LISA TÜ Eesti Mereinstituudi tööle nr LLOMI10216/1

Lühiväljavõtted USA-s veehaarete juures kasutatavatest kalatõketest ja nõuetest neile

Positive Barrier Screens

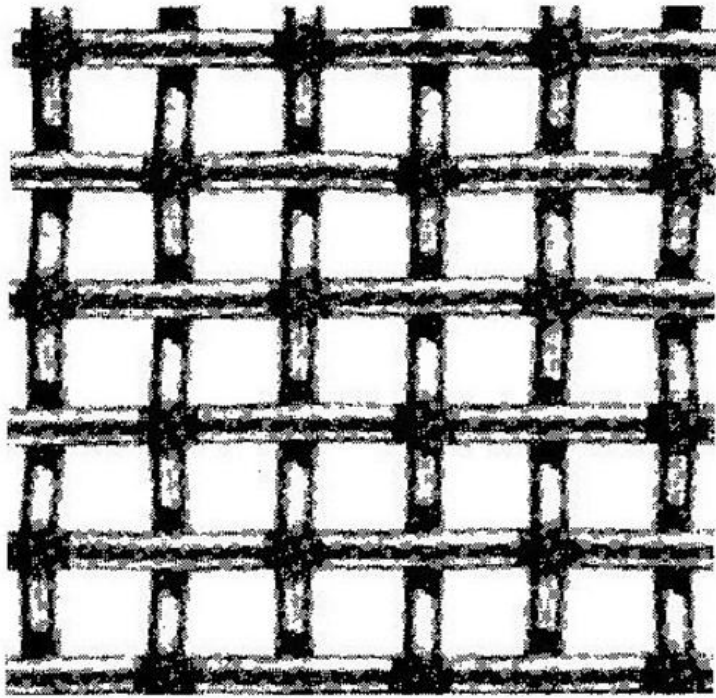
http://www.usbr.gov/pmts/hydraulics_lab/pubs/manuals/fishprotection/Fish%20chapter%20IV.pdf

Fish Protection at Water Diversions

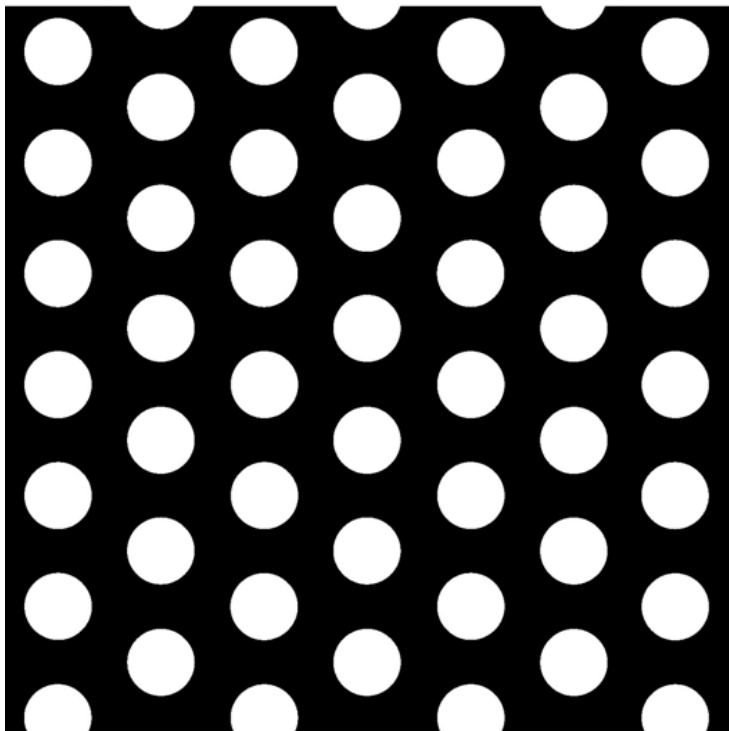
Barrier screens types:

- <Flat Plate Screens
- <Drum Screens
- <Traveling Screens
- <Submerged Screens
 - Cylindrical Screens
 - Inclined Screens
 - Horizontal Flat Plate Screens
- < Coanda Screens
- < Closed Conduit Eicher and MIS Screens

Flat barriers construction samples



Woven wire screen.



Perforated plate screen.

Screens may be installed within guides (flat plate screens, drum screens, or traveling screens); may be bolted directly to the structure or the structural supports (flat plate screens, submerged screens, or coanda screens); may be bolted directly to the intake piping, conduit, or intake tower (flat plate screens and submerged screens); may be bolted to a movable support frame (submerged screens, closed conduit Eicher screens, or MIS screens); may be bolted to intake conduit piping for cylindrical screen.

Screen Cleaning System – Selection of the screen cleaning system will vary depending on the type of positive-barrier fish screen chosen and the site conditions. The screen cleaning systems may be operated manually or automatically. Usually, the controls for an automated cleaning system use an adjustable timer to initiate startup and operation of a cleaning cycle when a preset time interval is reached.



Joint with caulking – Red Bluff flat plate screen (screens bolted to supports).



Flat plate screen with horizontal brush cleaner and air nozzle at bottom of cleaner arm. Freezing at or near the water surface can also damage the structural metal components of the flat plate screen, frame, and supports. Situations where anchor and/or frazil ice are present may dictate pulling the screens so they are not damaged or so that they do not completely block the

Closed Conduit Eicher and MIS Screens

Closed conduit screens consist of inclined screen panels placed on a diagonal transect within a closed pipe or conduit that could be a turbine penstock, a gravity diversion conduit, a pump suction tube, or a submerged intake. The screen might be installed in a conduit with a circular cross section (an Eicher screen), in which case the screen face has an elliptical shape, or it could be installed in a conduit with a square or rectangular cross-section (a Modular Inclined or MIS screen), in which case the screen face has a rectangular shape. In either case, as the water flows through the conduit, it encounters the diagonally placed screen. The bulk of the flow passes through the screen and continues on through the conduit. Because of the angled screen placement, fish and debris are guided across the screen face to a bypass entrance and bypass conduit positioned at the downstream end of the screen and at the crown of the conduit.

Sacramento Valley Fish Screen Program

Fish Screening Criteria

<http://fwafishforum.com/FScriteria.htm>

The U.S. Fish and Wildlife Service has selected a 0.2 feet per second approach velocity for use in waters where the Delta smelt is found. Thus, fish screens in the Sacramento-San Joaquin Estuary should use this criterion for design purposes

Approach Velocity

Definition: Approach Velocity is the water velocity vector component perpendicular to the screen face.

Approach velocity shall be measured approximately three inches in front of the screen surface.

CRITERIAS

1. Fry Criteria - less than 2.36 inches {60 millimeters (mm)} in length.

If a biological justification cannot demonstrate the absence of fry-sized salmonids in the vicinity of the screen, fry will be assumed present and the following criteria apply:

Design approach velocity shall not exceed:

1. Fry criteria

Streams and Rivers: 0.33 feet per second

Canals: 0.40 feet per second

Lakes, Reservoirs, Tidal: 0.33 feet per second (salmonids)

2. Fingerling Criteria - 2.36 inches {60 mm} and longer

If biological justification can demonstrate the absence of fry-sized salmonids in the vicinity of the screen, the following criteria apply:

Design approach velocity shall not exceed:

All locations: 0.8 feet per second

3. The total submerged screen area required (excluding area of structural components) is calculated by dividing the maximum diverted flow by the allowable approach velocity.

4. The screen design must provide for uniform flow distribution over the surface of the screen, thereby minimizing approach velocity. This may be accomplished by providing adjustable porosity control on the downstream side of the screens, unless it can be shown unequivocally (such as with a physical hydraulic model study) that localized areas of high velocity can be avoided at all flows.

SALMONIDS RIVERS and LAKES

1. Fry criteria

If a biological justification cannot demonstrate the absence of fry-sized salmonids in the vicinity of the screen, fry will be assumed present and the following criteria apply for screen material:

Perforated plate: screen openings shall not exceed 3/32 inches (2.38 mm), measured in diameter.

Profile bar: screen openings shall not exceed 0.0689 inches (1.75 mm) in width.

Woven wire: screen openings shall not exceed 3/32 inches (2.38 mm), measured diagonally. (e.g.: 6-14 mesh)

Screen material shall provide a minimum of 27% open area.

2. Fingerling Criteria

If biological justification can demonstrate the absence of fry-sized salmonids in the vicinity of the screen, the following criteria apply for screen material:

Perforated plate: Screen openings shall not exceed 1/4 inch (6.35 mm) in diameter.

Profile bar: screen openings shall not exceed 1/4 inch (6.35 mm) in width

Woven wire: Screen openings shall not exceed 1/4 inch (6.35 mm) in the narrow direction

Screen material shall provide a minimum of 40% open area.

Screen Face Material

1. Fry criteria

If a biological justification cannot demonstrate the absence of fry-sized salmonids in the vicinity of the screen, fry will be assumed present and the following criteria apply for screen material:

Perforated plate: screen openings shall not exceed 3/32 inches (2.38 mm), measured in diameter.

Profile bar: screen openings shall not exceed 0.0689 inches (1.75 mm) in width.

Woven wire: screen openings shall not exceed 3/32 inches (2.38 mm), measured diagonally. (e.g.: 6-14 mesh)

Screen material shall provide a minimum of 27% open area.

2. Fingerling Criteria

If biological justification can demonstrate the absence of fry-sized salmonids in the vicinity of the screen, the following criteria apply for screen material:

Perforated plate: Screen openings shall not exceed 1/4 inch (6.35 mm) in diameter.

Profile bar: screen openings shall not exceed 1/4 inch (6.35 mm) in width

Woven wire: Screen openings shall not exceed 1/4 inch (6.35 mm) in the narrow direction

Screen material shall provide a minimum of 40% open area.

3. The screen material shall be corrosion resistant and sufficiently durable to maintain a smooth and uniform surface with long term use.