

**TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
HÜDROBIOLOOGIA ÕPPETOOL**

Elerin Pihel

INIMTEGEVUSE JA KESKKONNAMUUTUSTE MÕJU MEIOFAUNALE

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Külli Lokko

Tartu 2013

Sisukord

Sissejuhatus.....	3
1. Süsihappegaasi mõju hapestumisele ja pH-taseme muutused.	4
2. Temperatuurimuutuste mõju.....	8
3. Saasteainete mõju.....	10
3.1. Raskemetallide mõju.....	10
3.2. Pestitsiidide ja reovee mõju.....	14
3.3. Õlireostuse mõju	17
4. Eutrofeerumine.....	20
5. Arutelu ja järeldused	22
Kokkuvõte.....	27
Summary.....	29
Tänuavaldus.....	31
Kasutatud kirjandus	32
Internetiallikad	35
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks	36

Sissejuhatus

Veekogude põhjal ja põhjasetetes elavad organismid koondatakse nimetuse bentos alla, mis omakorda jaguneb mikro-, meio- ja makrobentoseks. Meiobentose kooslustesse, mis on käesolevas töös põhiliseks uuritavaks koosluseks, kuuluvaks loetakse isendeid, kes on väiksemad kui makrobentos ning suuremad kui mikrobentos, ehk isendid, kes mahuvad läbi 500 µm läbimõõduga sõela- või võrguavadest, kuid jäävad pidama 44 µm diameetriga sõelal või võrgul (Giere 2009). Meiobentose hulka kuulub liike nematoodide, aerjalgsete, hulkharijasusside, kambriliste, kokoliidide, rullikuliste siilusside, karpvähkide, surusääsklaste ning mitmetest teistest taksonitest, samuti ripsloomad ning amööbid. Kitsam mõiste meiofauna hõlmab endas mikroskoopiliste mõõtmetega liikumisvõimelisi organisme, kes enamasti elavad pehmete põhjasubstraatide peal või sees igasugustel sügavustel nii mage- kui merevees (Giere 2009). Bentos, kui kooslus, mille esindajad elavad kas põhjasetete sees, peal või sellega seotult, on heaks näitajaks setete olukorra stabiilsusest või saastega mõjutatuse astmest, kuna nad on setetega pidevas kontaktis ning seeläbi avatud settes toimunud muutuste mõjule.

Meiofauna on võrreldes makrobentosega heaks uuritavaks koosluseks, kuna on üldlevinud, arvukas ja liigirikas, vähendades seeläbi kulutusi katsekoosluste ülalpidamiseks ja samas võimaldades anda usalduslikke statistilisi tulemusi. Lisaks, meiofauna liikide lühike elutsükel tähendab, et uurida saab mõju mitme põlvkonna jooksul suhteliselt lühiaegsete katsetega (Giere 2009). Praeguse teaduse seisukohalt oleks meiofauna jaoks oluline välja selgitada, kuidas meiofauna keskkonnamuutustele, sealhulgas reostusele, reageerib ning sellest edasi oleks kokku võetud teadmiste alusel võimalik rakenduste edasine väljatöötamine või seoste täpsustamine.

Käesoleva töö eesmärgiks on uurida ja analüüsida artiklitest leitava info baasil erinevate keskkonnafaktorite mõju meiobentosele. Täpsemalt vaadeldakse, kuidas mõjutavad meiobentose koosluseid CO₂ taseme muutused ja sellega koosmõjus pH langus, temperatuurimuutused, eutrofeerumise mõjud ja inimtegevuse tulemusena keskkonda sattuvate saasteainete, nagu raskemetallid, pestitsiidid, orgaanilised jäätmed ja erinevad kütuseliigid, mõju meiobentosele.

1. Süsihappegaasi mõju hapestumisele ja pH-taseme muutused.

Keskkonnaparameetrite individuaalset mõju on raske vaadelda eraldi teistest faktoritest. Looduslikus keskkonnas ei ole enamasti kunagi muutuste põhjustajaks vaid üks tegur korraga, kuna muutuvaid parameetreid on mitu ning looduses on keeruline tingimusi kontrollida ja soovitud suunas mõjutada. Tehislikes tingimustes läbiviidavate katsete puhul on enamasti võimalik muuta huvipakkuvaid parameetreid, samas muid keskkonnategureid muutumatuna hoides. Selliste katsete puhul saab välja selgitada konkreetse teguri mõju katsekooslusele.

Üks oluline parameeter, mida on võimalik laborikatsetes mõjutada, on pH-tase. pH-taseme erinevus 6,7-st 8-ni annab juba ilma muude katses mõõdetud parameetrite muutmiseta olulisi muutuseid makrobentilistes katsekooslustes, nagu selgus Hale *et al.* (2011) poolt läbiviidud kuuekümnepäevase kestusega katsetes, kus vahemikus 6,7 – 8,0 muudetud pH mõju oli selgesti näha. Madalama pH-taseme juures võis märgata suuri erinevusi koosluste struktuuris ning toimus laialdane arvukuse ja liigirikkuse vähenemine. Liike oli pH väärtuse 6,7 juures ligikaudu 20, samas kui pH 8,0 juures leiti kooslustest keskmiselt 40 liiki. Isendite arvukus samas pH vahemikus oli madalama pH juures keskmiselt 300 isendit katsekoosluse kohta ja kõrgema väärtuse juures 500 indiviidi lähedal. Oluline on märkida, et Hale *et al.* uurisid oma 2011. aasta töös makrofauna liigirikkust ja arvukust, kuid selliste arvukuse languste puhul, mis mõjutasid kõiki uuritud makrofauna taksoneid, võib oletada, et ka meiiofauna reageerib sarnaselt.

Alates 19. sajandi algusest on süsihappegaasi tase atmosfääris tõusnud 0,01 protsendi võrra (Feely *et al.* 2004). Gitay *et al.* (2002) ennustuse kohasel võib 2100. aastaks tase kasvada suuruseni 490 kuni 1260 ppm praeguselt 380 ppm-ilt. Süsihappegaasi taseme tõus atmosfääris ei ole aga meiobentose seisukohast oluline muutus. Oluline on süsinikdioksiidi lahustumine vees, kuna süsihappegaasi kõrgem kontsentratsioon atmosfääris tähendab, et ka ookeanivees lahustub suurem hulk CO₂-e ning see muudab ookeaniveed järjest happelisemaks ja alandab kaltsiumkarbonaadi küllastustaset, kuna hapestumisele järgneb karbonaatiooni kontsentratsiooni langus (Barker *et al.* 2002; Caldeira, Wickett 2003). Kuna lubiskeletiga organismidele on oluline ookeaniveest kaltsiumkarbonaadi kättesaadavus, võib järjest kasvav ookeanivee hapestumine saada

tulevikus ohtlikuks nende loomarühmade kaltsiumkarbonaadist koorikute ja skelettide moodustamise võimekusele (Langer *et al.* 2006).

Caldeira ja Wickett'i (2003) kohaselt on süsihappegaasi taseme tõus atmosfääris alandanud ookeanivee pinnakihi keskmist pH-taset 0,1 ühiku võrra. Ennustuste kohaselt võib 2100. aastaks toimuda muutus veel lisaks 0,3 ühiku võrra tänapäevasest tasemest allapoole. pH-taseme alanemine põhjustab tõenäoliselt mere ökosüsteemide koosluste struktuuri, dünaamika ja biodiversiteedi muutuseid (Hale *et al.* 2011). Vastavas uuringus tehtud katsed näitasid, et kaltsiumkarbonaati sisaldavate kodadega molluskite liigirikkus oleneb suuresti pH-taseme erinevustest. Madalama pH-taseme juures ei ole lubikatte koostamiseks vajalik kaltsiumkarbonaat piisavalt kergesti kättesaadav ja see tähendab vähenenud liigirikkust vastavas rühmas. Rõngusside rühmas ei olnud mitmekesisus nii selges korrelatsioonis pH muutustega ja biodiversiteetide vahe erinevatel pH äärmustel oli väiksem kui molluskite puhul. Töö üldise kokkuvõtva seisukoha järgi mõjutab ookeani hapestumine negatiivselt bentilise makrofauna liigirikkust ja põhjustab suuri muutuseid koosluste struktuuris (Hale *et al.* 2011). Uuringutes tehtud kokkuvõtete põhjal võib eeldada sarnast mõju ka mitmetele meiofauna liikidele, kuna ka mõnede meiofauna liikide jaoks on kaltsiumkarbonaat kodade ehituseks oluline, näiteks osad kambriised moodustavad oma koja kaltsiumkarbonaadist. Green *et al.* (1998) näitas oma uuringus, et vähendatud kaltsiumkarbonaadisisaldusega katsekoosluses vähenes kambriiliste arvukus keskmiselt 4,1 isendi võrra päevas, samas kui kontrollproovis oli vähenemine kolm korda aeglasem.

Atmosfääris järjest kasvava CO₂ koguse vähendamiseks otsitakse uusi viise. Üheks lahenduseks pakutakse välja liigse süsinikdioksiidi eraldamist ookeani, mis vähendaks oluliselt atmosfääri süsihappegaasisaldust, aga ilmselgelt tõstaks oluliselt ookeani põhjakihtide CO₂ küllastatusastet (Bernhard *et al.* 2009; Fleeger *et al.* 2010). Oluline on aga eelnevalt teada, millist mõju avaldaks selline süsihappegaasi ladustamine meiofaunale. Bernhard *et al.* (2009) uurisid oma töös süsihappegaasi hüdraadi mõju erinevatele kambriiliste rühmadele ja leidsid, et lubikattega kambriiliste osakaal langes CO₂ hüdraadiga kokkupuutealas märgatavalt, isegi kuni kooslusest täieliku kadumiseni, samas kui ülejäänud kambriiliste koosluses ei toimunud märgatavaid muutusi. Fleeger *et al.* (2010) uurisid enda töös süsinikdioksiidi keemilise sidumise mõju nematoodide ja

aerjalgsete kooslustele, moodustades ookeanipõhjale katsekooslused, kuhu süstisid vedeldatud CO₂-te, mis päevade ja nädalate jooksul lahustus ümbritsevasse vette, alandades pH-taset ning tõstes CO₂ kontsentratsiooni vees. Tulemusena uurijad leidsid, et suurem oli kõrge nematoodide rühmas ning ulatus 80 protsendini aerjalgsete hulgas, samas esines aerjalgsete rühmas liike, kellele mõju oli vähene (Thistle *et al.* 2006; Fleeger *et al.* 2010). Niisiis võib uurimustest järeldada, et mõju erinevatele meiofauna taksonitele on erinev ning sageli liigispetsiifiline. Mõju arvukusele ja mitmekesisusele on kindlasti olemas ning enamasti negatiivne. See loob aga vastuolu, kuna CO₂ ladustamine ookeani oleks hea viis alandada selle taset atmosfääris.

Ridgewell'i ja Schmidt'i (2010) kohaselt on oluline märkida, et kuigi lubikattega organismide reaktsioon ookeanide hapestumisele on selgelt näidatud laborisimulatsioonides, on samas on olulised ka muud faktorid. Paljud katsetes näidatud muudatused on väga liigispetsiifilised ja isegi sama rühma piires esinevad laialdased erinevused reageerimisel pH-taseme erinevustele. Kahe kokoliidi, *Coccolithus pelagicus* ja *Calcidiscus leptoporus*, uurimisel selgus, et neist kahest liigist esimene ei reageeri CO₂ poolt põhjustatud hapestumise tagajärjel toimuvale kaltsiumkarbonaadi vähesusele ja teine liik, *C. leptoporus*, ilmutab tugevat tundlikkust nii tänapäevases kõrgema kui ka madalama CO₂ taseme juures (Langer *et al.* 2006). Samuti tuleb pöörata tähelepanu asjaolule, et avatud ookeanis ei pruugi olla mõju ökosüsteemidele sama kui kontrollitud tingimustega laborikatsetes (Langer *et al.* 2006). Arvesse ei ole võetud ka võimalikke geneetilisi muutusi hapestumisega kohanemiseks, mille tulemusel võivad liigid kohaneda muutunud tingimustega, ning seda isegi juba ühe põlvkonna jooksul, nagu näitas uurimus aerjalgseliigi *Acartia tonsa* põlvkondade mõjutatusest, kus esimese põlvkonna jooksul tugevalt pikenenud generatsiooniaeg oli juba teise põlvkonna isenditel taastunud normaalse lähedale (Thorndyke, Dupont 2009). Laborites ei ole aga kõigi muutuvate aspektide arvessevõtmine võimalik laborikatsete ajalise ja ruumilise piiratuse tõttu, mistõttu ei ole võimalik täielikult jäljendada looduslikke tingimusi (Ridgewell, Schmidt 2010). Samuti nagu makrofauna puhul, tuleb selliseid võimalikke muutujaid arvestada ka meiofauna puhul.

Geoloogiliste andmete olemasolu ookeani hapestumise mõjust eelnevate ajastute lubikattega organismidele on oluline tänapäevaste lubiskeletiga organismide koosluste tuleviku ennustamiseks. Vee hapestumise võimalikke mõjusid uurisid Ridgewell ja

Schmidt (2010), kes võrdlesid praeguseid keskkonnatingimusi 55,5 miljoni aasta taguse Paleotseeni-Eotseeni temperatuuri maksimumi ajaga. Sellest ajaperioodist on kivimitesse salvestunud tõendite kaudu võimalik saada piisavalt head infot tooleaegsete keskkonnatingimuste varieerumise kohta. Selle aja kliimat iseloomustas lühiaegne soojenemine ja süsihappegaasi suuremahuline eraldumine ning ookeanivee pH langus, mille tagajärjel toimus liigirikkuse järsk vähenemine. pH muutus on sarnane tänapäevaga ning seetõttu on ookeanibentosel toimuv massväljasuremine tulevikus võimalik (Ridgewell, Schmidt 2010).

2. Temperatuurimuutuste mõju

Maa keskmine temperatuur on eelmisel ja käesoleval sajandil olnud pidevas tõusutrendis. Erinevatele allikatele tuginedes, kaasa arvatud otsesed temperatuuriväärtuste mõõtmised, leidis Lamb 1977. aastal, et viimase 150 aasta jooksul on Põhja-Atlandi merevee temperatuur tõusnud 0,5 kuni 1,0 kraadi võrra Celsiuse järgi (Lamb 1977). Aastaks 2050 pakutakse veel üle 2-kraadise soojenemise võimalust, mille tagajärjeks ennustatakse mere veetaseme tõusu isegi kuni 80 sentimeetrit (Hiscock *et al.* 2004). Vastavad andmed näitavad tulevikukeskkonna tingimuste olulist erinemist tänapäevastest tingimustest. Temperatuuride tõusul on mõju ka ookeanide hoovustele, potentsiaalselt neid aeglustades või seisates, kuigi näiteks Hiscock *et al.* (2004) pakuvad, et isegi selline temperatuuride muutus tulevikus, nagu praegu ennustatakse, ei mõjuta hoovuste kulgu suuremal määral kui ehk veidi nõrgendavalt.

Hale *et al.* (2011) kohaselt avaldab neljakraadine temperatuurimuutus koosluste struktuurile tugevat mõju. Oma katsetes koostasid Hale *et al.* (2011) erinevad katsekooslused kahe temperatuuri ja nelja pH-taseme kombinatsioonidega ning analüüsisid parameetrite muutuse tagajärjel toimunud makrofauna liikide arvukuse ja isendite arvukuse muutuseid. Katsete jaoks koostati kunstlikud substraadiühikud ehk ASU-d, ning iga katse ruumala oli 635 cm³. Kuigi katses käsitleti lisaks ka erinevate pH-tasemete mõju, oli arvukustes näha tugev erinevus madalamate ja kõrgemate temperatuuride juures ühesugusel pH väärtusel. Näiteks pH väärtuse 8,0 juures erines liikide arv 12-kraadises ja 16-kraadises katsekoosluses kümne liigi võrra, isendite arvukuses oli vahe keskmiselt 300 isendi võrra koosluses. Kuna Hiscock *et al.* (2004) artiklis ennustatav merevee temperatuuritõus on suurusjärgus 2 kraadi, ei ole 4-kraadine temperatuurimuutus lähitulevikus veel tõenäoline ja nii drastilisi muutusi arvatavasti ei ilmne. Samas ei saa jätta tähelepanuta muutusi, mis võivad ilmned ka juba kahekraadise temperatuuritõusu juures, niisiis hakkavad koosluste struktuurid temperatuuri tõustes ilmselt erineva praegustest. Hale *et al.* (2011) uuris oma katsetes makrofauna koosluste erinevaid aspekte, kuid sarnaste muutuste aset leidmist saab eeldada ka meiofauna puhul, kuna näiteks uurimusse kuulunud limuste hõimkonnas esineb nii makro- kui ka meiofauna hulka kuuluvaid liike.

Hiscock *et al.* (2004) tõid oma artiklis välja, et ookeanivee temperatuuri muutused võivad mõjutada kooslusi mitmel eri moel. Erinevate liikide puhul on mõjutatud erinevad eluetapid, iga konkreetse liigi isendid on mingites eluperioodides temperatuurimuutuste suhtes rohkem tundlikud kui muul ajal. Näiteks võib temperatuurierinevustel olla tugev mõju gonaadide ja sellest lähtutavalt ka spermide ja munarakkude arengule, vastsestaadiumite elumusele ja sessiilsete juveniilide elumusele (Hiscock *et al.* 2004). Arvatavasti ei mõjuta temperatuuri muutus indiviidi erinevates eluetappides ühesuguselt, loogilisem on, et mingi eluperioodi jooksul on vastava liigi esindaja altim muutustele vastu pidama ja samas ka teatud etappide jooksul on isendid rohkem mõjutatavad.

Ookeanivee temperatuuri tõusmisel liiguvad lõunapoolse levilaga liikide areaalid kõrgematele laiuskraadidele ja samas põhjapoolsete liikide levilad taanduvad ning toimub liikide levilapiiride pidev liikumine suuremate laiuskraadide poole, et säilitada optimaalne temperatuurivahemik (Hiscock *et al.* 2004). Levila paiknemisel on oluline veekogu põhja ja rannikualade geograafiline paigutus ja reljeef, kuna liikide vajadused elupaigale on eri eluetappidel erisugused. Liikide puhul, kellel liiguvad uutele aladele vastsed, võib areaali nihkumine muuta kahe sobiva elupiirkonna vahelise kauguse liiga suureks ning kaasa tuua liikuvate vastsete suuremise enne uue sobiliku alani jõudmist ja seeläbi ka vastava liigi arvukuse ning leviku kahanemise. Säärane liiga suur kaugus kahe sobiva elupaiga vahel võib esineda näiteks Šotimaa mandriosa ja lähedalasuva Orkney saare ja Shetland'i ning temaga Šotimaast sarnasel kaugusel asuvate saarte vahel (Hiscock *et al.* 2004). Selles uurimuses oli kasutatud siiski makrobentilisi liike ning täpne mõju meiobentosele ei pruugi olla samasugune. Paraku pole temperatuurimuutuste mõju meiofaunale senini kuigivõrd uuritud. Danovaro *et al.* (2004) jälgis süvamere meiofauna reaktsiooni erinevate keskkonnamuutustele sealhulgas temperatuurimuutustele 1990. aastate alguses ja leidis, et järsk temperatuurilangus 0,4 kraadi võrra vähendas biodiversiteeti oluliselt. Keskmine liigirikkus vähenes 20 liigi võrra. Süvamereelustiku puhul tuleb muidugi arvestada ka faktiga, et igasugune järsk muutus on eeldatavalt negatiivse mõjuga, kuna muutused suurteil sügavustel toimuvad enamasti väga aeglaselt, jättes elustikule aega kohanemiseks. Järsk muutus võib seejuures olla nii temperatuuri langus kui ka tõus, eeldatav mõju aga sarnane (Danovaro *et al.* 2004).

3. Saasteainete mõju

3.1. Raskemetallide mõju

Suurlinnade lähedusse jäävad merelahed ja suuri sadamaid ümbritsevad veeväljad on avatud suuremahulisemale saastatusele, kuna sellisesse piirkonda on koondunud tööstus, sadamaoperatsioonid ja olmereostust tootvad inimesed. Sageli saavad saasteahtused lisavõimsust vastava piirkonna looduslikest omadustest. Näiteks võivad rannikualalt merre sattuvad reoained kuhjuda lahepiirkondades, sest vähese loodete mõju ja vee liikumise tõttu püsivad need põhjasettes pikka aega, eriti kui sete on peeneteraline (Armenteros *et al* 2009). 2009. aastal ilmunud uurimustöös Armenteros *et al.* poolt vaadeldi Havana Bay merelahe viimase 20 aasta jooksul toimunud muutuseid raskemetallide ja süsivesinike tasemes ja meiobentose kooslustes. Neid andmeid võrreldi 20 aasta tagustega ja tulemusena leidsid Armenteros *et al.* et Havana Bay saaste on mõjunud meiobentosele kahjulikult, lastes esile tõusta kahel vastavatele saasteainetele, süsivesinikele ja raskemetallidele, mittetundlikul nematoodiliigil *Sabatieria pulchra* ja *Terschellingia longicaudata*, samas kui ülejäänud kooslus on hääbunud minimaalsele tasemele, moodustades kahe domineeriva liigi kõrval vaid 22 protsenti kooslusest. Uurimusest selgus ka fakt, et Havana Bay on selle piirkonna üks kõige rohkem saastatud ala ja võib osutada ohtlikuks ka inimese tervisele. Siiski on Havana Bay merelahe näha esimene positiivne tulemus viimase paari aastakümne jooksul läbiviidud looduskaitseliste ja saastele eelnenud olukorda taastavate programmide töö järel. Nimelt on paranenud pealmiste veekihtide hapnikuga rikastatuse tase, mis on taas üle 6 mg/L (Armenteros *et al.* 2009).

Raskemetallide sattumine veekogudesse on tänapäeva tööstuse üks suurematest probleemidest. Lee ja Correa (2005) uurimusest Põhja-Tšiilis vasekaevandusjäätmete ladestamise mõjust litoraalsele meiofaunale selgus, et meiofauna arvukuse ja vees leiduva vase kontsentratsiooni vahel on olemas märkimisväärne negatiivne korrelatsioon: meiofauna arvukus väheneb vasekontsentratsiooni tõusuga. Oluline on märkida, et vask ei olnud piirkonnas ainus saasteaine, vaid koosluste mõjutajateks olid kaevandustegevuse kogujäätmed, mis sisaldasid peale vase ka teisi metalle. Lee ja Correa (2005) kasutasid oma töös vaid vasekontsentratsioone, kuna vase kontsentratsioonide muutused vastasid kõige paremini prooviala kaugusele

kaevandusjäätmete ladestuskohtadest. Kuigi sette terasuurus on meiofauna koosluse struktuuri määravatest teguritest olulisemate seas (Coull 1988), märkisid Lee ja Correa (2005) oma uurimuses ära, et uuritava elupaiga sette iseloom on siiski teisejärguline meiobentose mõjutaja vasekaevanduse mõjude järel. Kokkuvõttes näitas uurimus, et vase kontsentratsiooni kasvades vees kahaneb nii meiofauna populatsioonitihedus kui ka taksonoomiline mitmekesisus.

Nasira *et al.* (2010) uurimuses Pakistani ranniku raskemetallidega reostatuse ja selle mõju kohta ilmnis, et põhilised saasteallikad on heitvesi ja tööstusjäätmed. Töö jaoks koguti proove Sindhi ja Balocistani rannikult igast proovipunktist kolm proovi, kogu katseperioodi käigus 150 proovi seitsmest paigast. Laboris proove töödeldi ja eraldati nematoodid 45 mikromeetrise sõela ning Cobb'i sõelumis- ja villimismeetodi abil. Samuti analüüsiti vees sisalduvate metallide esinemist ja hulka. Kõikide raskemetallide esinemise võrdlemisel vastava paiga nematoodipopulatsiooni tihedusega leiti, et elavhõbeda ja tina kõrge kontsentratsioon on vähem ohtlik, kui vask ja kaadmium. Kahe viimase kõrge kontsentratsiooni korral oli nematoodipopulatsioonide tihedus väiksem. See näitab vase ja kaadmiumi ohtlikkust mereelustikule. Kokkuvõttes tuli neil aga tunnistada, et Pakistani rannikualal leiduv saaste siiski nematoodidele olulist negatiivset mõju ei avalda, kuna nad on saastele suhteliselt resistentsed. Nematoodide vastupidavust on varem juba välja pakkunud ka Lorenzen (1974). Kuigi metallidel nematoodidele olulist mõju ei ole, kuna nad on suhteliselt resistentsed, on siiski metallide tase Pakistani rannikuvetes kõrgem kui rahvusvaheliste standardite kohaselt oleks normaalne ning see võib kokkuvõttes olla ohtlik muule elustikule. Nasira *et al.* (2010) uurimuses kirjeldati, kuidas nematoodid on indikaatorid metallide ohtlikkuse astmele vastavalt sellele, millise puhul neid rannikuvetes vähem leidis ja kuidas muutus nematoodikoosluste struktuur vastavalt erinevete metallide esinemisele. Näiteks domineerisid nematoodid teiste rühmade üle enim kõrge elavhõbeda kontsentratsiooniga proovialas Sandspitis, mis näitas, et nematoodidel esineb võime jääda ellu väga tugevas elavhõbedasaastes (Nasira *et al.* 2010).

Hedfi *et al.* (2013) näitasid oma uurimistöös, et põhjaelustikule ohtlikke raskemetalle satub loodusesse ka teiste ühendite koostises. Näiteks segatakse diiselkütusesse peamiselt karboksülaadi kujul mitut erinevat metalli, mis on kolloidselt hajutatud või lahustunud ning mis vähendavad supressantidena nähtava suitsu teket. Oma uurimuses

võtsid nad näitena ette kolme diiselkütuses esineva metalli – kroomi, vase ja nikli – mõju. Kasutades testobjektidena Tuneesia Sidi Salem'i rannaalalt kogutud nematoode, mõjutasid nad kolmekümnapäevase testperioodi jooksul katseloomi erinevate diiselkütuste, vastavate raskemetallide ja nende ainete segudega ning leidsid, et väikeses koguses mittetoksiline diiselkütus muutus metallide lisamisel nematoodidele mürgiseks. Oluline oli samuti, et raskemetallid üksi ei olnud nii toksilised kui koos diiselkütusega. Põhjenduseks pakkusid nad välja, et diiselkütuse segamine metallidega kiirendab kütuse vananemisprotsessi, kuna diisliis lahustunud metallid toimivad diiselkütuses ebastabiilsust põhjustavatele reaktsioonidele katalüsaatoritena, mille tagajärjel moodustuvad diiselkütuses ohtlikud ning ebastabiilsed ühendid (Hedfi *et al.* 2013). Selline reaktsioon viitab omakorda võimalikule toksikoloogilisele sünergismile raskemetallide ja diiselkütuse vahel.

Selline koosmõju võib esineda ka teiste ainete puhul ja seetõttu ei saa vaadelda igat saasteainet üksikuna, vaid tuleb läbi mõelda ka iga aine koosmõju teiste nii looduslike kui ka mittelooduslike ainetega. Nagu eelnevalt süsihappegaasi mõju peatükis kokkuvõtvalt kirjjas, leidis Pascal *et al.* (2010), et mereelustik peab lähisajandite jooksul hakkama saama ookeani kasvava hapestumisega. Lisaks kirjeldasid nad oma töös, et koos tõusva hapestumisega tuleb arvestada ka võimalusega, et langev pH-tase võib vähendada või suurendada erinevate antropogeense tegevuse tagajärjel loodusesse sattuvate metallide negatiivset mõju ning seda eriti rannikualade settes. Oma katsetes jälgisid nad süsihappegaasi ning kaadmiumi, vase ja vabade vaseioonide toksilist koosmõju *Amphiascoides atopus*'ele. Puhastatud ja loetud arvul isendeid sisaldavale proovile lisati erinevates kogustes ja erineva pH-ga vase või kaadmiumiga rikastatud lahust ning jäeti segu keskkonnakambrisse 96 tunniks seisma. Tulemustena leiti, et suremus suurenes nii pH langedes kui vase ja kaadmiumi kontsentratsiooni kasvuga, aga madalama pH juures kasvas suremus metalliioonide kontsentratsiooni tõustes aeglasemalt. Seetõttu järeldati, et kaadmiumi, vase ja vabade vaseioonide ja süsihappegaasi vahel on antagonistlik toksiline mõju. Katsetes modelleerimissüsteemis MINEQL+ vabade ionide modelleerimisega leiti, et hapestumise tagajärjel on vabade vaseioonide hulk suurem võrreldes kaadmiumiga. Metallide vabaioonsed vormid on üldiselt toksilisemad kui nende kompleksvormid, kuid arvatavasti konkureerivad nii vase ja kaadmiumi kui ka vesiniku ioonid samadele seondumiskohtadele rakus, mistõttu pH langedes metallide toksiline mõju vähenes. Samas võis loomade ainevahetus

madalama pH-ga toimetulekuks aeglustuda, mille tulemusena aeglustus ka mürgiste metalliioonide transport organismi (Pascal *et al.* 2010). Siinkohal on vajalik uurida lähemalt, kas selline mõju ilmneb ka teiste metallide puhul ning mil määral on vabaioonised vormid ohtlikumad. On võimalik, et sünergistlik mõju võib esineda metallide vabaioonsete vormide ning muude keskkonna omaduste vahel, kuid sellise mõju kindlakstegemiseks on vaja läbi viia uurimusi.

Gyedu-Adabio *et al.* (2006) viisid labortitingimustes reaalsete keskkonnaolude miniatuursete mudelite abil läbi katsed erinevate kontaminantega, uurides erinevate ainete eraldiseisvat ja koosmõju meiobentosele ja nematoodide kooslusele, et selgitada välja, kas meiobentost saaks kasutada metallidele tundliku bioindikaatorina. Kontaminantidena kasutasid nad nelja metalli – tsink, raud, vask ja plii – ning orgaanilist süsinikku lehmasõnnikupulbri kujul. Nelja metalli koosmõju testis selgus, et nende metallide sünergistlik mõju nematoodide koosluse struktuurile on tugevam kui iga metalli mõju eraldiseisvana. Kõikides katsekooslustes kokku esines liike 20 erinevast perekonnast, kõige suurem arv perekondi ühes koosluses oli kontrollkooslustes – 15 perekonda. Metallidega töödeldud kooslustes esines 3 – 8 perekonda, nelja metalli seguga katsekoosluses keskmiselt 3. Oluline roll oli ka orgaanilisel süsinikul, nimelt katsekoosluses, kus puudus orgaaniline süsinik, oli metallide mõju tugevam ning nematoodide arvukus väiksem. Kokkuvõttes leidsid Gyedu-Adabio *et al.* (2006), et nematoodide kooslusi saab kasutada bioindikaatoritena, kuna saasteolukordades hakkavad need nematoodide liigid, mis kasutavad ära stressirohkeid situatsioone, domineerima ülejäänud nematoodikoosluse suhtes.

Heaks bioindikaatoriks mereranniku sadamaaladel võib olla nematoodide-aerjalgsete suhe. Sadamaaladel tuleb aga arvestada asjaolu, et sadamates on, võrreldes avamerekooslustega, vähene varieeruvus mõnedes keskkonnaparameteertites, nagu sügavus ja sette terasuurus, mis samuti määravad looduslikes keskkondades koosluse liikide omavahelisi arvulisi suhteid (Moreno *et al.* 2008). Nematoodide-aerjalgsete suhe oleks hea tööriist looduslike koosluste seisundi hindamisel, kuna vajadus lihtsate bioindikaatorite järele looduslikes kooslustes, mis on kokku puutunud saastega, oleks vägagi vajalik.

3.2. Pestitsiidide ja reovee mõju

Inimpopulatsiooni kasvades kasvab ka vajadus erinevate toiduks kasutatavate ja muude vajalike taimede kasvatamiseks. Taimede kaitseks kasutatakse erinevaid pestitsiide, mis on enamasti hea ja odav viis kaitsta taimi kahjurite eest. Praeguseks on juba tõestatud mitmete pestitsiidide ülimalt kahjulik mõju looduslikele kooslustele ja mitmed neist on arenenud riikides keelatud. Euroopa Liidus on Stockholmi konventsiooniga keelatud näiteks aldriin, klorodaan, DDT, dieldriin, endriin ning mitmed teised, millede puhul on tõestatud ka kahjulik mõju veeorganismidele. Selliste ainete üldnimetuseks Stockholmi konventsioonis on POP-id ehk püsivad orgaanilised saasteained, mis püsivad looduses pikk aega, läbivad pikki vahemaid ning võivad ilmned kaugel saasteallikast, põhjustavad elusorganismides arenguhäireid ning mõjuvad kahjulikult looduslikule biodiversiteedile (Internet 1). Leidub siiski piirkondi, kus ei ole loobutud pestitsiidide kasutamisest. Samuti puudub mitmete pestitsiidide osas piisav uurimus, et tõestada nende pikaajast mõju looduslikule keskkonnale. On leitud, et atsetüülkoliinesteraasi inhibeeriv pestitsiid asinfosmetüül ehk APM oli aastal 1999 USA-s süüdi rohkemates veekeskkondades toimunud negatiivsetes juhtumites, näiteks kalade surm, kui ükski teine pestitsiid (Klosterhaus *et al.* 2003).

Klosterhaus *et al.* (2003) kasutasid oma uuringu jaoks kahte erineva elustiiliga meiobentilist aerjalgset, et hinnata APM-i akuutset ja kroonilist toksilist mõju ning pestitsiidi bioakumulatsiooni settes. Oma katsete jaoks kasutasid Klosterhaus *et al.* (2003) standarditele vastavat kunstlikku merevett, laborikultuurist pärinevat aerjalgset *Amphiascus tenuiremis* ja Georgetown'i lähedal asuva North Inlet'i setetest kogutud aerjalgset *Microarthridion littorale*, sama asukoha mudaväljadelt kogutud setteid ning tehnilist sorti APM-i. Erineva ettevalmistusega ja APM sisaldusega katsekooslused paigutati 96 tunniks keskkonnakambrisse, katsekoosluste APM-i kontsentratsioonid olid 10 ng/g kuni 10 000 ng/g. Osalt varieerusid kontsentratsioonid nii suurel määral põhjusel, et *M. littorale* on APM-ile mitu korda vastupidavam *A. tenuiremis*'est, osalt faktorist, et katseid tehti nii vee-, poorivee- kui ka kogu sette kooslustega. Kroonilise mõju jaoks koostatud eraldi katsekooslus asetati keskkonnakambrisse 14-päevaseks perioodiks. Tulemuseks oli *A. tenuiremis*'e puhul LC50 toksiline kontsentratsioon 498 ng/g sette kuivkaalus ja *M. littorale* LC50 sellest ligikaudu 17 korda kõrgem. Looduslike alade uurimustest on aga selgunud, et inimestegevuse tagajärjel loodusesse

sattunud APM-i sisaldus võib aga juba ulatuda vahemikku 216 – 1247 ng/g sette kuivkaalus. Ilmselt on selline kontsentratsioon piisav, et mõjuda koosluste negatiivselt. Katsete käigus selgus ka, et tundlikkus APM-i toksilisusele vähenes lipiidide osakaalu suurenemisel kehas, mistõttu olid kaks korda suuremaks kasvavad emased isendid resistentsemad. Samuti olenes toksilisus elustiilist. *A. tenuiremis* 'e elutsüklil on pidevalt seotud põhjasetetega, kuna ta toitub põhjasetetes. See tingis ka selle liigi suurema tundlikkuse APM-ile. *M. littorale* puhul aitas tema tundlikkust pestitsiidile vähendada tema elustiilist tulenev erinevus, mis tingis väiksema kokkupuute saasteainega, kuna tema toitub vabas veekihis, kus mürgainete kontsentratsioon on väiksem (Klosterhaus *et al.* 2003). See näitab, et erinevate pestitsiidide tundlikkus sõltub paljuski liikide eluviisist ja toitumisharjumustest. Põhjasetetega rohkem seotud eluviisi puhul on kokkupuute põhjamatult kogunevate kontaminantidega suurem ja seetõttu ka nende mõju suurem.

Alati ei ole saadaval informatsiooni mingi piirkonna benthilise koosluse kohta saastele eelnenud ajal, kuid sellisel juhul on otstarbekas võrrelda kooslusi piirkondadega, millega saastele avatud paik piirneb. Sellise võrdluse tegi oma uurimustöös Liu *et al.* (2011). Uurimuse käigus jälgiti peale kanalisatsioonivee puhastussüsteemi projekti käivitamist Hong Kongi Victoria sadamalahes kolmeaastase perioodi jooksul pooleaastase intervalliga piirkonna sette kvaliteeti, meiofauna arvukust ja nematoodide koosluste struktuure. Testpaikadeks valiti kaks sadamaalasse jäävat punkti ja kolm sadamaalalt väljaspool asuvat punkti. Uurimisperioodi jooksul ei toimunud sette kvaliteedis olulisi muutuseid, kuid viimase proovivõtu analüüsimisest selgus, et tõusnud oli meiofauna ja nematoodide populatsioonide üldine arvukus, mis võib viidata olukorra paranemisele. Sadamaalal varieerus isendite arv kümne ruutsentimeetri kohta vahemikus 18 – 734, kusjuures kõrgeimad näitajad ilmnisid viimasel proovivõtul, samal ajal kui sadamavälisel alal oli varieeruvus 343 – 1257 isendit kümne ruutsentimeetri kohta. Nematoodikoosluste struktuuris oli selgeks erinevuseks domineeriva koosluseosa moodustavates liikides ja liikide arvus. Sadamasises alal moodustasid enam kui 50 protsenti kuus liiki, kellest kõige arvukamad olid *Sabateria praedatrix* ja *Terschellingia communis*. Sadamavälisel alal oli liigirikkus suurem ja 50 protsenti kooslustest moodustasid 14 liiki, peamiseks *Paradontophora* sp. Niisiis ilmes ka vahe liigirikkuses. Kokkuvõtteks tõid Liu *et al.* (2011) välja, et kuigi sette kvaliteet ei olnud toitainete taseme suhtes paranenud, oli testperioodi lõpus näha olulisi paranemisi

meiofauna rohkuses ja nematoodide koosluste struktuuris, mis vihjavad sette kvaliteedi taastumisele kanalisatsioonivee puhastamise tagajärjel. Seetõttu on oluline propageerida kanalisatsioonivee puhastamise programme ning toetada vähemarenenud riikide suurlinnade saastevee puhastamiseks vajalike asutuste rajamist.

Kuigi maa-aluste ökosüsteemide, nagu koopasüsteemide ja põhjavee haprus ja haavatavus on üldteada, ei ole inimtekkeliste häirete mõju neile süsteemidele võrreldes pinnaveega väga laialdaselt uuritud (Wood *et al.* 2008). Wood *et al.* (2008) jälgisid oma uurimustöös ajavahemikul 1997 jaanuar kuni 2003 detsember Suurbritannias asuvat Peak-Speedwell koopasüsteemi ning koobaste makro- ning meiofaunat. Selle aja jooksul mõjutas koobaste selgrootutekooslust kaks eraldiseisvat saastejuhtumit. Saasteaine sisaldas paberimõssi ja orgaanikarikast turvast, mille segu kasutati lähedalasuvas farmis maaparanduseks. Esimese saastejuhtumi järel vähenes koosluste arvukus drastiliselt. Seletuseks pakuvad Wood *et al.* (2008), et esimesel korral jäi saasteaine koopasüsteemi pikemaks ajaks ja seetõttu tekitas suurema kahju. Teise saastejuhtumi järel tõusis isendite arvukus oluliselt esimese kuu jooksul peale saaste avastamist süsteemis. See võib olla mõjutatud faktorist, et teisel korral läbis saasteaine koopasüsteemi kiiremini ja ei jõudnud seetõttu ka nii pikalt kooslustele mõjuda. Samuti oli teise saasteolukorra puhul saasteainete kontsentratsioon madalam ning need ei saavutanud subletaalset kontsentratsiooni, ning seeläbi võis hoopis suurenda organismidele kättesaadavate toitainete hulk, selgitades isendite arvukuse kasvu. Mõlema olukorra järel kasvas oluliselt väheharjasusside osakaal (Wood *et al.* 2008). Töös ei kirjeldatud täpselt meiobentilise koosluse struktuurierinevusi enne ja pärast saastesündmusi, kuid kogu koosluse arvukuse niivõrd suurt vähenemist arvestades võib eeldada, et toimus drastiline vähenemine ka meiobentiliste liikide ja isendite arvukuses. Selline juhtum näitab, et oluline on jälgida saaste levimist maapinnale, kuna keerukas on jälgida koobastesse sattuva aine hulka. Igasuguse saasteaine avastamise järel koopasüsteemis võib olla tema pärinemisallika määramine keerukas, kuna saasteaine lekkimine võib selleks ajaks olla lakanud või sellise saasteaine leke võib olla sesoonne, nagu Peak-Speedwell koopasüsteemi puhul.

Tänapäeval suhteliselt laialdaselt kasutusel olev antimikroobne aine triklosaan, mida kasutatakse näiteks vedelseepides, suuloputusvahendites, hambapastades ja kosmeetikatoodetes, on meiobentosele ohtlik, kuna on toksiline ning püsib setetes kaua

(Ho *et al.* 2013). Ho *et al.* (2013) uurisid eksperimentaalselt triklosaani mõju meiobentosele. Katseperioodi käigus lisati loodusest koos setetega kogutud bentosekooslusele laboratoorsetes tingimustes saasteainega rikastatud settekiht ning asetati merevee läbivooluga süsteemi. Tulemusena leiti, et triklosaani kontsentratsioon 181 mg/kg meresetetes avaldab bentilistele kooslustele tugevat negatiivset mõju. Meiobentose puhul olid enimmõjutatud rühmad nematoodid, rullikulised ja siilussid (Ph. *Kinorhyncha*), kelle keskmine arvukus kontrollgrupi ja kõrge triklosaani kontsentratsiooniga mõjutatud grupi võrdluses langes ligikaudu neljakordselt (Ho *et al.* 2013). Selline tugevatoimeline negatiivne mõju nii laialdaselt kasutuseloleva kemikaali puhul on murettekitav, kuna ühendi sattumist merre on raske ära hoida. Triklosaani sattumine vesikeskkonda on ohtlik ja sellist saastet tuleks minimeerida, eriti arvestades triklosaani pikka kestvust setetes.

3.3. Ölireostuse mõju

Tulenevalt vajadusest transportida suuri koguseid toornaftat, diiselmootorit ja muid kütuseliike suurte vahemaade taha mereteid pidi, on tankerite lekete kaudu loodusesse sattuvad kütused üks väga tõenäoline saasteoht merekeskkonnas. Seetõttu on oluline uurida erinevate kütuste mõju looduslikele kooslustele, et töötada välja parim viis selliste saasteolukordadega tegelemiseks. Ansari *et al.* (2010) uurisid laboritingimustes kolme erineva kütuse – toornafta, petrooleumi ja diisli – mõju meiofaunale. Katsete käigus mõjutasid Ansari *et al.* (2010) meiofauna kooslusi nende kolme erineva kütuseliigiga kontsentratsioonidel 25g/l, 50 g/l ja 100g/l. Kokku kestis katse neli nädalat ning iga nädala järel võeti analüüsiks näidised. Tulemused näitasid suurimat arvukuse langust esimese nädala jooksul kõikide kontsentratsioonide juures, langedes maksimaalselt 61 % petrooleumiga segatud proovis 100 g/l juures. Minimaalne meiobentilise koosluse arvukuse langus esimesel nädalal oli 52 % toornaftaga proovis kontsentratsiooni 100 g/l juures. Järgnevate nädalate jooksul toimus edasine arvukuse langus, kuid järjest aeglasemalt. Viimase nädala jooksul ei toimunud kooslustes enam märgatavat vähenemist, samuti oli neljandaks nädalaks näha saasteainete kontsentratsiooni vähenemine. Ansari *et al.* (2010) leidsid, et pigem oli neljanda nädala jooksul võimalik märgata koosluste pöördumist taastumisele. Töös toodi eraldi veel välja, et kõige rohkem potentsiaali kiireks taastumiseks näitasid meiofauna taksonitest

nematoodid. Vastukaaluks, koorikloomade osas ei toimunud nelja nädala jooksul mingisugust taastumist (Ansari *et al.* 2010). See näitab jällegi erinevate liikide ja taksonite erinevat tundlikkust saasteainetele. Samuti võib sellest uurimusest järeldada, et nematoodid on kütusesaastele vähemtundlikud ning nende kooslused taastuvad kiiremini kui ülejäänud meiofauna. Lähisarktiliste järvede saastatuse ja saastetundlikkuse uurimisel selgus, et sealsetest meiofauna liikidest on õlisaastele tundlikumad vesikirbulised ja surusääsklased, kuna neid esines vaid saastumata järvedes. Tundlikkuselt järgnesid neile meiobentilised karbid, keda leidis madala reostustasemega järvedes, ning kõige vähem tundlikud olid sõudikulised, keda leidis suurel määral ka kõrge reostusega järvedest (Skvortsov 1997). Selliste tulemuste põhjal oleks võimalik määrata esialgne saastatuse tase võib-olla juba liigilise koosseisu põhjal, uurides, millised liigid on kooslusest saastumise tagajärjel kadunud.

Polütsüklilised aromatiseeritud süsivesinikud ehk PAH-id on ühed kõige kartsinogeensemamad, mutageensemamad ja toksilisemad saasteained, mida võib veekeskkondadest leida (Lotufo, Fleeger 1997). Seetõttu on PAH-ide sisaldusel setetes õlisaastele järgneval ajaperioodil põhiline mõju piirkonna looduslike koosluste taastumisele (Veiga *et al.* 2010). Oma uurimustöös vaatlesid Veiga *et al.* (2010) kuidas olid kuus kuud peale tankeri Prestige õnnetust Hispaania looderannikule Galician'i kogunenud õlijäätmed sealsete liivaste randade meiofaunale mõju avaldanud. Kuus kuud peale õnnetust oli rannal ikka veel mitmete PAH-ide kontsentratsioon kõrgem kindlaksmääratud vähese mõjuga ja keskmise mõjuga ainekoguse kontsentratsioonidest, mida vastavalt nimetakse ERL ehk vähese mõjuga kontsentratsioon ja ERM ehk keskmise mõjuga kontsentratsioon. Sellest järeldasid Veiga *et al.* (2010), et tankeriõnnetuse jätkuva negatiivse mõju võimalikkus meiofaunale on väga tõenäoline. Oma uurimuses keskendusid Veiga *et al.* (2010) kahe PAH-i, 1,2-dimetüül-naftaleeni (C2-NAPH) ja 1-metüülfenantereeni (C-PHEN) mõjule. Tulemusena leidsid uurijad, et saastest mõjutatud randadel oli väiksem nematoodide arvukus, ning kuigi neid peetakse saastele suhteliselt vastupidavateks, mõjutas kahe uuritud ühendi esinemine nematoodidekoosluste arvukust ja tihedust tugevalt negatiivselt. Saastatud rannapiirkonnast leiti nematoodide keskmise populatsioonitihedusega ligikaudu 5 – 100 isendit 10cm³ kohta, samal ajal, kui kontrollaladel ulatus nematoodide arvukus ligikaudu 200 – 500 isendini samas ruumalas. Aerjalgsete arvukus oli olulisel määral väiksem neljal saastest mõjutatud proovialal, ulatudes nendel aladel vaid kuni

umbkaudu 10 isendini 10 cm³ kohta. Põhjenduseks töid Veiga *et al.* (2010) välja fakti, et aerjalgsed on teadaolevalt väga tundlikud akuutsele toksilisusele õlireostuse korral ja see põhjustas nende vähesuse just nendel neljal rannal. Kokkuvõttes oli meiofauna arvukus ja populatsioonitihedus langenud märgatavalt just korrelatsioonis C2-NAPH-i ja C-PHEN-i esinemisega. Kuigi paljude PAH-ide kontsentratsioonid randadel olid kõrgemad kui eelneval kahel mainitul, näiteks 3496 ppb atsenaftüleenini Muíños'i proovialal, samal ajal, kui C2-NAPH-i leidis ühel enammõjutatud rannal 411 ppb ja C-PHEN'i samal mõjutatud rannal 6 ppb, ei näidanud teised PAH-id nii tugevalt mõju elustikule (Veiga *et al.* 2010). See omakorda näitab, et mõne aine puhul on juba väga väike kontsentratsioon väga ohtlik, samal ajal, kui teise sarnase aine puhul, nagu ilmes erinevate PAH-idega, võib lubatud kogus olla sadu kordi suurem. See aga on indikaatoriks, et iga saaste ohtlikkust ei saa koheselt hinnata vaid loodusesse sattunud saasteaine koguse järgi.

Bang *et al.* (2009) viisid läbi pikaajalise uurimustöö aerjalgsega *Tigriopus japonicus sensu lato*, vaadeldes PAH-i benso(a)püreeni mõju tema elutsüklile, jälgides nii ellujäämist, arengut kui ka paljunemist. Samuti vaatlesid Bang *et al.* (2009) benso(a)püreeniga kokkupuutunud isendite morfoloogilisi vääringuid. Kontrollgrupi ja saasteainega mõjutatud grupi vahel ilmnisid märgatavad muutused nii ellujäämuses kui ka arengus, samuti muutus sooline suhe. Ellujäämus vähenes mõnedes katsekooslustes kuni 50 protsenti, arenguetapid pikenesid märgatavalt, näiteks kontsentratsioonil 100 µg/l pikenes isaste täiskasvanuikka jõudmine kuni viie päeva võrra. Morfoloogiliste vääringute juures oli kõige märgatavam suuruse muutus mõjutatud katsekooslustes. Emased olid isastest kuni 1,46 korda suuremad, kui kontrollikoosluses, samuti vähenes isaste suurus kõrgema benso(a)püreeni kontsentratsiooni juures. Kokkuvõttes oli *T. japonicus s.l.* benso(a)püreenile väga tundlik (Bang *et al.* 2009). Sellised uurimustööd aitavad näha saasteainete mõju erinevatele eluetappidele. Samuti tuli selles uurimuses välja, et mitte ainult ei olnud benso(a)püreen surmav, vaid tema mõju avaldus ka erinevate eluetappide pikenedes (Bang *et al.* 2009). Selline mõju viib ka paljunemisea hilinemisele ja seetõttu on võimalik, et pikemate eluetappide korral jõuab kokkuvõttes täiskasvanuikka vähem isendeid, vähendades nii paljunevate isendite väheneva arvukuse läbi järeltuleva põlve arvukust.

4. Eutrofeerumine

Üha kasvav inimeste arvukus loob suurema nõudluse muu hulgas ka kalaliha jaoks ning seetõttu akvakultuuride toodangumaht kasvab. Looduslikku keskkonda rajatud kalafarmide puhul on aga ülimalt keeruline vältida erinevate tööstuslikult kasutatavate ainete sattumist kalafarmi alla jäävatele ning neid ümbritsevatele aladele. Seetõttu pole ka ootamatu, et kalafarmide rajamine võib tuua kaasa selliseid muudatusi nagu eutrofeerumine ning lahustunud hapnikuhulga vähenemine (Silva *et al.* 2012). Veel alandavad kalafarmid vee pH-taset, mille seletuseks on kalafarmi heitvete kõrge ammooniumisisaldus ja kalafarmi kasvandike rooja ja toidu happeline iseloom (Tovar *et al.* 2000). Suureneb oluliselt orgaanilise materjali lisandumine kalafarmi alustesse setetesse (Mazzola *et al.* 1999; Silva *et al.* 2012). Selliste muutuste puhul on aga ilmselge oodata muutuseid meiobentilistes kooslustes. Silva *et al.* (2012) analüüsisid oma uurimustöös Rio San Pedro ojas avatud kalafarmi tahkete orgaaniliste jäätmete mõju alussetetele, kasutades bioindikaatoritena bentilisi koosluseid, meiobentose hulgast oli uurimise all nematoodide esinemine. Tulemusena leidsid uurijad, et kalafarmi tagajärjel looduslikele kooslustele tekkinud stressiolukorras vähenes bentilistes kooslustes liigiline mitmekesisus ning ka üldine arvukus, seda ka meiobentose puhul. Viie prooviala võrdluses võis näha, et bentiliste koosluste arvukus langes kõige enam mõjutatud prooviala ja kontrollala võrdluses rohkem kui kolmekordselt. Kalafarmidest mõjutatud setete orgaaniliste ainete rikastumine võib olla vaadeldud biodiversiteedi languse põhjuseks, kuna selline langus järgis orgaaniliste ainete paiknemise ruumilist gradienti (Silva *et al.* 2012).

Varasemalt olid ka Mazzola *et al.* (1999) oma uurimustöös leidnud, et kalafarmi rajamine muudab alussetete parameetreid vähendades hapnikuga rikastuse astet, suurendades orgaaniliste ainete kogunemist ning selle läbi ka eutrofeerumist ning selliste muutuste kaudu väheneb meiobentose arvukus. Vahemerre rajatud kalafarmi juures läbi viidud uurimuses selgus, et kontrollalal oli meiobentose arvukus 1137 – 2950 isendit kümnel ruutsentimeetril, samal ajal, kui proovialal kalafarmi mõjualas oli arvukus 340 – 1130 isendit samal ruumalal. Siilussid olid analüüsitud meiobentosest kõige tundlikumad, kadudes peaaegu täielikult. Hulkharjasusside puhul oli aga märgata minimaalseid muutuseid arvukuses, seetõttu loeti need saastele mittetundlikeks (Mazzola *et al.* 1999). Niisiis on vaja arvestada võimalusega, et kuigi kalafarmide

rajamine võib aidata vähendada ülepüüki, võib selline kasvatusviis mõjuda vägagi kahjulikult kalafarmide läheduses ning otse nende all asuvatele meiobentilistele kooslustele.

Lisaks kalafarmidele rajatakse looduslikesse veekogudesse ka merevee- ning mageveekarpide farme, mis samuti mõjutavad ümbritsevaid looduslikke kooslusi, avaldades mõju ka meiobentosele. Mirto *et al.* (2000) uurisid karbifarmi tegevuse tagajärjel muutunud keskkonnaparametrite mõju meiobentosele ja bakteriaalsetele kooslustele Lääne-Vahemeres. Sarnaselt kalafarmide mõjuga Vahemeres (Mazzola *et al.* 1999) vähenes ka karbifarmi tegevuse tagajärjel keskkonna hapnikuga rikastatuse tase. Kuid teine põhiline muutus oli klorofüll-*a* kontsentratsioon, mis tõusis tasemele 50 µg/g, samal ajal, kui kontrollalal oli kontsentratsioon ligikaudu 20 µg/g (Mirto *et al.* 2000). Meiofauna arvukus vähenes karbifarmi mõju tagajärjel märgatavalt.

Kontrollproovis leidis meiobentoses 2071 isendit/10 cm³, samal ajal, kui karbifarmi alla jääval proovialal oli tihedus 1550 isendit/10 cm³. Katse jooksul näitasid aerjalgsed üles vähest tundlikkust, säilitades koosluses oma populatsioonitiheduse või isegi kasvatades seda, samal ajal nematoodid moodustasid mõlema ala kooslustest 75 %, mis näitab, et karbifarmi alusel proovialal oli nende tihedus väiksem, kuna ka kogu meiofauna tihedus oli seal madalam. Tundlikkust näitasid vähesel määral hulkharijassid. Ripsusside, karpvähkide ja siilusside rühmad aga olid väga tundlikud, siilussid kadusid perioodil juulist veebruarini täielikult. Seletuseks kahe esimese rühma, nematoodide ja aerjalgsede vähesele tundlikkusele, on asjaolu, et nematoodid on üldiselt teada saastele vähese tundlikkuse poolest ning aerjalgsed võisid kasutada ära üldist toitainete tõusu, mis töös oli näidatud klorofüll-*a* kasvu kaudu (Mirto *et al.* 2000). Aerjalgsede rühma püsimine sellistes ebasoodsates oludes, kus teised rühmad kaovad, ja karbifarmi mõju tagajärjel tekkinud toitainete parema kättesaadavuse tõttu näitab, et mitmete rühmadele negatiivselt mõjuv keskkond võib olla positiivne mõnele meiobentose rühmale, kuna muutunud keskkonnatingimused muudavad just selle rühma konkurentsivõimekamaks.

5. Arutelu ja järeldused

Meiofaunale avaldavad erinevad saasteained ning keskkonnategurite muutused erinevat mõju, esineb nii positiivse, negatiivse kui ka neutraalse mõjuga faktoreid. Käesolevas töös käsitletud faktorid näitasid, et antropogeense tegevuse tagajärjel satub loodusesse mitmeid aineid, mis mõjutavad meiobentost enamasti negatiivselt, vähendades nii arvukust, populatsioonitihedust kui ka biomassi. Kaudselt inimtegevuse tagajärjel muutuvad keskkonnaparameetrid nagu temperatuur, ookeani happesus ja sellega kaasnevad muutused ookeanis omavad nii negatiivset kui ka osalt positiivset mõju, olenevalt liigist ning eluviisist.

Erinevate keskkonnaparameetrite muutumise mõju on mitmekesine. Mõju meiofaunale on eri liikide puhul erinev, palju oleneb eluviisist ning näiteks ka geneetilisest varieeruvusest, nagu selgus pH muutuste katsetes aerjalgsetega (Thorndyke, Dupont 2009). Lühike generatsiooniaeg võib siin tulla kasuks, kuna kiire paljunemine loob erinevaid geenivariante ning võimalus keskkonnaga sobituva variandi tekkeks on suurem ning seetõttu suureneb vastava liigi kohasus.

Üks olulisemaid muutuvaid keskkonnaparameetreid praegu on pH-taseme tõus ookeanis CO₂ tasemete tõusu tagajärjel, mille tulemusena väheneb omakorda kaltsiumkarbonaadi kättesaadavus veest (Barker *et al.* 2002; Langer *et al.* 2006; Hale *et al.* 2011). Sellise muutuse mõju meiofaunale on ilmselgelt seotud erinevate liikide omadustega – lubiskeleti moodustamise võimaluste vähenemine ei mõjuta liike, kellele lubiskeletid olulised ei ole. Negatiivne mõju avaldub liikidel, kes oma elutegevuses vajavad kodade ehituseks kaltsiumkarbonaati (Green *et al.* 1998; Hale *et al.* 2011). Seetõttu on eeldatav, et lubiskeletiga liikide arvukuse vähenemise järel võib kasvada ülejäänud liikide osakaal koosluses. Muidugi võib ohtlikuks siinkohal saada ka langev pH, happelisem keskkond võib olla juba iseenesest mitmete meiobentose rühmadele ebasobiv, tugevat negatiivset mõju avaldab happeline keskkond näiteks nematoodide ja aerjalgsete kooslustele (Thistle *et al.* 2006; Fleeger *et al.* 2010).

Süsihappegaasi ladestamine ookeani oleks hea ning kiire viis vähendada atmosfääri CO₂ sisaldust, kuid seda mitmele meiofauna rühmale avalduva negatiivse mõju hinnaga (Bernhard *et al.* 2009; Fleeger *et al.* 2010). Võimalus vähendada atmosfääri süsihappegaasisaldust on väga oluline, kuid tuleb arvestada ka meiobentose ning muu

mereelustikuga. Samas ei saa otsust langetada vaid mõju hindamisega, kuna käesolevas töös käsitletud artiklitest pärineva info põhjal võib oletada, et pH langetamine merepõhja lähedal omab vaid negatiivseid mõjusid. Siinkohal ilmneb ka tugev vastuolu – kui suur negatiivne mõju oleks veel vastuvõetav, arvestades atmosfääri CO₂ taseme languse positiivseid mõjusid, mis tähendaks aeglasemat keskmise temperatuuri tõusu ning muude atmosfääris kõrge süsihappegaasi kontsentratsiooniga kaasnevate negatiivsete mõjude vähenemist.

Oluline on jälgida temperatuurimuutuste mõju meiobentosele. Keskmise temperatuuri kasv on vältimatu ning kindel on, et koosluste struktuur seetõttu muutub ning temperatuuri tõus toob meiobentose taksonitele kaasa mõjutused erinevatele eluetappidele (Hiscock *et al.* 2004; Hale *et al.* 2011). Kahe eelneva parameetri muutuste mõju on aga keeruline ennustada, kuna vaid ühe parameetri muutumist jälgida on laboritingimusteski keeruline ning looduslike koosluste puhul ei muutu vaid üks parameeter. Kokkuvõttes peavad organismid hakkama saama nii pH languse kui temperatuuri tõusuga, samuti muude parameetrite võimalike muutustega, mida käesolevas töös käsitletud ei ole. Kuigi mõlema muutuse kohta on tõestatud, et mõju vähemalt osale meiofaunast on negatiivne (Hiscock *et al.* 2004; Hale *et al.* 2011), ei ole täpselt võimalik ennustada, milline on nende kahe muutuse koosmõju ning kas on võimalik, et selline mõju võib olla sünergistlik.

Antropogeense tegevuse tagajärjel loodusesse sattuvate saasteainete mõju on enamasti negatiivne. Raskemetallide nagu paljude muude ainete puhul ilmnes liigi- või kõrgema taksoni spetsiifiline mõju, mõned raskemetallid on tugevama negatiivse mõjuga kui teised. Näiteks oli vasekaevandusjäätmete mõju meiobentosele ulatuslik (Lee, Correa 2005), samas kui vase ning kaadmiumi mõju uurimuses vähene (Nasira *et al.* 2010). Metallide negatiivne mõju võib samas olla koosmõjus teiste ainetega tugevam, nagu selgus Hedfi *et al.* (2013) uurimusest metallide ja diiselkütusega. Metallid võivad olla sünergistlikus suhtes ka üksteisega (Gyedu-Adabio *et al.* 2006), samas pH langus vähendab metallide negatiivset mõju (Pascal *et al.* 2010). Niisiis on raskemetallide puhul võimalik leida mitmesuguseid interaktsioone teiste ainetega. Enamasti on raskemetallide puhul nii üksikmõju kui ka koosmõju negatiivne või sünergistlik.

Raskemetallide puhul on nematoodid vähemtundlikud ja seetõttu esinevad ka raskemetallidega saastatud vetes (Nasira *et al.* 2010), samas kui ülejäänud meiobentos kipub arvukuselt kontamineeritud alal olema minimaalsel tasemel (Armenteros *et al.* 2009). Nematoodid pole aga raskemetallidele täiesti tundetud ning nematoodikoosluste analüüsiga võib olla võimalik määrata vastava aine toksilisust, kuna nende hulgas esineb vähem ja rohkem tundlikke liike. Kui aga esineb tundlikkus, isegi vähene, rühmas, mis on üldteada, kui kontaminantidele vastupidav, võib järeldada, et muude rühmade ehk ülejäänud meiobentosele avalduv mõju on tugevam ja negatiivsem. Nematoodide puhul on ilmnenu ka diiselkütuse ja erinevate metallide sünergistlik mõju (Hedfi *et al.* 2013) Esialgu eeldatav sünergistlik mõju võib aga samuti osutada antagonistlikuks ning metalli toksilisus võib avalduda vabaioonse vormi aktiivsemas olekus (Pascal *et al.* 2010). Võimalik on selliste näidete puhul ka variant, et mõni esialgselt ohutu aine muutub koosmõjus mõne muu ainega toksilisemaks ning mõju kooslusele on erinev kummagi aine eraldiseisvast mõjust. Nematoodide kooslusi saab siinkohal kasutada indikaatoritena, kuna stressisituatsioonides muutub liigiline koosseis ja domineerima hakkavad liigid, mis on stressiolukordades kõrgema konkurentsivõimega (Gyedu-Adabio *et al.* 2006). Sellise kindla indikaatorrühma väljakujunemine erinevate raskemetallide toksilisuse määramiseks ja samuti looduslike koosluste saasteastme määramiseks oleks väga positiivne ja väärib edasist põhjalikku uurimist. Samas tuleb siin arvestada nematoodide tõestatud suure resistentsusega, mis võib segada tõeste tulemuste saamist, kuna on võimalik, et nematoodid ei väljenda oma reaktsiooniga toksilisust piisavalt.

Pestitsiidide toksilisus erineb samuti taksonite vahel. Käesolevas töös analüüsitud artiklis oli kahe erineva liigi, *Amphiascus tenuiremis* ja *Microarthridion littorale*, tundlikkuse vahe isegi kuni 17-kordne (Klosterhaus *et al.* 2003). See näitab, et sama aine puhul on võimalik, et mõni liik saastatud alalt kaob täielikult, samas kui mõni teine ilmutab vaid väheseid tundlikkuse märke. Seetõttu on ka erinevate ainete puhul oluline viia läbi uurimusi erinevate liikide, rühmade ja taksonite esindajatega meiobentose hulgast, kuna vähene mõju mõnele taksonile ei tähenda automaatselt, et aine on madala toksilisusega või ohutu. Samuti tuleks iga toksilisustesti puhul jälgida katseliikide eluviisi, kuna suurem kokkupuude näiteks põhjasetetes kogunenud saasteainega tähendab tavaliselt ka suuremaid mõjutusi vastavale meiobentose rühmale. Klosterhaus

et al. (2003) katse puhul oli üks liikidest põhjaltoituja, teine toitunud vabas veekihis, mis seletas osaliselt seitsmeteistkordse erinevuse tundlikkuses.

Kuna negatiivse mõjuga parameetreid on palju ja seetõttu mitmete meiofauna osade liigirikkus ja arvukus väheneb, on loogiline, et sellest lõikavad kasu teised, resistentsemad liigid, kellele siis kokkuvõttes oleks muutus positiivse mõjuga. Sellist positiivset mõju võib leida pH languse puhul, kus liigid, kes ei vaja karbonaatioone kesta ehituseks, hakkavad domineerima nende liikide üle, kellele vastav muutus on negatiivne. Positiivsena võib mõjuda temperatuuri muutus, kui liik on võimekam muutusega kohanema, või kalafarmi rajamisega kaasneva toitainete koguse tõus.

Kuna erinevate taksonite vahel esineb erinev tundlikkus, ei saa saastatud alal läbi viia uurimusi vaid sama ala erinevaid punkte omavahel võrreldes. Oluline on vaadelada ja analüüsida punkte kontamineeritud ala ja kontrollala ehk puutumata ala vahel, et leida üles erinevused arvukustes ja liigilises koosseisus. Mõnede liikide kadudes võetakse elupaigad üle tolerantsemate liikide poolt, ning seetõttu ei anna alasisene uurimus õigeid tulemusi. Liu *et al.* (2011) läbi viidud uurimuses oli muutunud nematoodide liigiline arvukus, sadamaalal moodustas 50 % 6 liiki, samal ajal, kui kontrollalal moodustasid poole kooslusest 14 erinevat liiki. Niisiis ei olnud liigid saastunud alalt kadunud, kuid liigiline koosseis oli märgatavalt vähenenud. Sellise mõju esinemist on vaja jälgida kõikide saasteainete puhul, kuna vähemmõjutatud liikidele, või liikidele kellele mõju puudub, on saasteaine sattumine keskkonda mõnikord isegi kokkuvõtvalt positiivse mõjuga, kuna nende arvukus saab ülejäänud koosluse vähenemise arvelt suurenedada. Väheneb aga meiobentose koosluse üldine liigirikkus ning kokkuvõtvalt oleks siinkohal mõju siiski pigem negatiivne. Selline erinevus näitab, et erinevatel tasanditel ja erinevate liikide või koosluste seisukohast vaadatuna võib sama parameetri muutus või saasteolukord olla nii positiivse kui ka negatiivse mõjuga.

Meiobentosele avalduva negatiivse mõju vähendamine on tänapäeval võimalik mitmel teel. Esimene ning kindlasti ka üks olulisemaid oleks kanalisatsioonivee ja reovee puhastamine enne nende looduslikesse veekogudesse suunamist. Positiivne mõju on tõestatud juba mitmes suurlinnas, nagu näiteks Liu *et al.* (2011) uurimuse Hong Kongi puhul. Arengumaades asuvate suurlinnade puhul on sageli aga reovee puhastusjaamade rajamine liialt kulukas, ning seetõttu oleks siinkohal oluline arendada vastavat rahvusvahelist koostööd. Teiseks peaks parendama õlireostuse järgset koristust, tuleks

leida võimalusi eemaldada piirkonnast lisaks nähtavale saastele ka jäänuksaaste, mis sageli ilmneb PAH-ide näol, nagu peale Prestige'i õlileket Hispaania ranniku liivarandadel (Veiga *et al.* 2010). Kuna PAH-idel on tugev negatiivne mõju meiofaunale (Bang *et al.* 2009; Veiga *et al.* 2010), on nende eemaldamismehhanismide järele suur vajadus. Kolmandaks oleks oluline vähendada akvakultuuri negatiivset mõju meiobentosele, kuna keskkonnasäästlik akvakultuur on kokkuvõttes kindlasti parem variant kui piirkonna kalapüügimahtude suurendamine. Akvakultuuride erinevate negatiivsete mõjude vähendamiseks on aga vaja läbi viia veel ulatuslikult täiendavaid uurimusi. Neljandaks on iga aine negatiivset mõju võimalik vähendada, teades selle mõju vastavatele loodusliku keskkonna osadele. Nii on ka meiobentose puhul võimalik erinevate saasteainete negatiivset mõju vähendada või ära hoida viies läbi uurimusi erinevate ainete üksik- ning koosmõju kohta. Näiteks oleks kasulik teada, milliste ainete koosmõju vähendaks algselt ohtliku aine toksilisust keskkonnas, mis teeks koristuseks kuluva aja jooksul toimuva negatiivse mõju ulatuse vähesemaks, samuti teades kahe aine sünergistliku mõju omadusi, oleks võimalik samaaegsete saasteolukordade puhul asetada mõne aine eemaldamise vajadusele prioriteete, samas kui väiksema mõjuga ehk potentsiaalselt ohutumad ained saavad veidi oodata, kuni on tegeletud toksilisematega. Selline tähtsuse järjekorda asetamine võiks kokkuvõttes aidata vähendada meiobentosele avalduvat negatiivset mõju. Kuna Eesti on tugevalt seotud merega, on erinevate meiobentosele negatiivsete mõjude vähendamiseks tehtavate uuringute läbiviimine ka meie seisukohalt oluline.

Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärgiks oli uurida ja analüüsida kirjanduse baasil erinevate keskkonnaparameetrite muutuste ja antropogeense päritoluga saaste mõju meiofaunale. Meiofauna hulka kuuluvad organismid on väikeste mõõtmetega, lühikese elutsükliga, arvukad, laialt levinud ja kuuluvad paljudesse eri taksonitesse, võimaldades seda rakendada makrobentosest efektiivsemalt keskkonnaseisundi hindamisel. Meiofauna reaktsiooni erinevatele keskkonnamuutustele ja reoainetele on vajalik teada, et oleks võimalik edasine keskkonnamõjude hindamise rakenduste väljatöötamine ja täpsustamine.

Töös analüüsitud uurimustest ilmnas, et negatiivne mõju meiofaunale on mitmetel uuritud parameetritest. pH langus ja sellega koosmõjus vähenev karbonaatioonide kättesaadavus vähendab lubikatet moodustavate meiobentoseliikide arvukust, mõju ülejäänud kooslustele oli vähesem. Temperatuuri tõus enamasti vähendab põhjaelustiku arvukust, kuid on leitud positiivset mõju liikide jaoks, kes geneetiliselt kiiresti kohaneda jõudsid. Antropogeense saaste puhul oli kõikidel vaadeldud ainetel arvukust või liigirikkkust vähendav mõju. Negatiivseim oli õlijäätmest sisalduvate mürkainete ja erinevate raskemetallide omavaheline sünergistlik mõju, mis vähendasid liigirikkkust enim. Pikaajalisemat negatiivset mõju avaldasid saasteained, mis püsivad looduses kaua, nagu triklosaan ja pestitsiididest asinfosmetüül, mis vähendasid eriti tugevalt alaliselt põhjasetetega seotud liikide ja isendite arvukust. Kalafarmide rajamine looduslikesse keskkondadesse vähendas üldiselt meiofauna arvukust, kuid leidis liike, kes kasutasid ära toitainete koguse kasvu ning kelle populatsioonitihedus seeläbi kasvas.

Positiivne mõju ilmes mõnede parameetrite negatiivse mõju kaudu teistele organismidele, mille abil said eelise liigid, kellele negatiivne mõju oli vähene või puudus, laiendada oma leviala või arvukust. Selline positiivne mõju oli näiteks temperatuuri tõusul liikidel, kes suutsid kohaneda geneetilise varieeruvuse abil, ning saastatud piirkondades nematoodidel, kes on mitmetele saasteainetele ülejäänud meiobentosest resistentsemad ning seeläbi hakkasid piirkonnas domineerima.

Nagu erinevatest artiklitest ilmnas, tuleb erinevate saasteainete ja keskkonnamuutuste mõju puhul arvestada asjaoluga, et erinevate taksonite tasanditel vaadeldes võib sama aine või muutuse mõju olla erinev. Seetõttu oleks oluline viia läbi uurimusi erinevate

taksonite tasandil, et kindlustada tõesamad andmed mõju kohta kooslusele tervikuna. Samuti on sageli keskendunud uurimustes ühele ainele või keskkonnamuutusele ning tema mõjule. Erinevate saasteainete mõju võib aga olla sünergistlik ning selline võimalus vajab lähemat uurimist.

Summary

The Effect of Anthropogenic Impact and Environmental Changes on Meiofauna

Elerin Pihel

Summary

The purpose of the present paper was to study and analyze on the basis of literature the effect of different environmental changes and anthropogenic pollution on meiobenthos. Organisms in the meiofauna group are small, with a short life cycle, numerous, widespread and belong to many different taxa making it more efficient than macrobenthos for the assessment of environmental status. It is important to know the reaction of meiobenthos to different environmental changes and pollutants in order to further develop and improve methods to assess environmental impacts.

The analyzed studies showed that many of the studied parameters had a negative effect on meiofauna. The drop in pH together with the reduction of carbonate ion availability lowers the numbers of shell forming meiobenthic species, the effect on the rest of the community is smaller. Temperature increase mostly reduced the abundance of bottom dwelling species but had positive effect on species which could rapidly adapt genetically. Of the anthropogenic pollution, all the observed substances decreased abundance of species or individuals. The strongest negative effect occurred with the toxic substances in oil and the synergistic effect of different heavy metals, which reduced the abundance most. Pollutants highly persistent in nature – such as triclosan and the pesticide azinphomethyl – had a long-term negative effect and most substantially decreased number of species and abundance, especially among species permanently associated with sediment. In general, the establishment of fish farms in natural habitats lowered the meiofaunal abundance but there were species which population density increased by taking advantage of nutrient level rise.

Through the negative effect on other organisms some parameters had a positive effect on some species, for whom the negative effect was low or nonexistent, and who were able to expand their habitat and increase abundance. Such positive effect occurred for example with the temperature rise for species who were able to adapt through genetic

variability and in polluted areas for nematodes who were more resistant than the rest of the meiobenthos to several pollutants and thus became dominant.

As was seen in different studies, together with the effect of different pollutants and environmental changes, it has to be taken into consideration that the effect on fauna may vary among different taxa. For that reason, research should be conducted using different levels of taxa to ensure correct data on the effect for the community as a whole. Also the research has been focused often on the effect of a certain substance or environmental change and its effects. But the effect of different pollutants may be synergistic and such possibilities should also be studied in the future.

Tänuavaldus

Autor tänab käesoleva töö valmimisel abiks olnud inimesi. Eriline tänu juhendajale Külli Lokkole. Lisaks tänab autor oma perekonda ja sõpru mõistva suhtumise ja toetuse eest.

Kasutatud kirjandus

- Ansari, Z.A., Farshchi, P., Badesab, S. 2010 Response of meiofauna to petroleum hydrocarbon of three fuel oils. Proceedings of the National Academy of Sciences, India, Section B 80
- Armenteros, M., Pérez-Angulo, A., Regadera, R., Beltran, J., Vincx, M., Decraemer, W. 2009 Effects of chronic and heavy pollution on macro- and meiobenthos of Havana Bay, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 30: 203-214
- Bang, H.B., Lee, W., Kwak, I.-S. 2009 Detecting points as developmental delay based on the life-history development and urosome deformity of the harpacticoid copepod, *Tigriopus japonicus sensu lato*, following exposure to benzo(a)pyrene. *Chemosphere* 76: 1435-1439
- Barker, S., Elderfield, H. 2002 Foraminiferal Calcification Response to Glacial-Interglacial Changes in Atmospheric CO₂. *Science* 297: 833-836
- Bernhard, J.M., Barry, J.P., Buck, K.R., Starczak, V.R. 2009 Impact of intentionally injected carbon dioxide hydrate on deep-sea benthic foraminiferal survival. *Global Change Biology* 15: 2078-2088
- Caldeira, K., Wickett, M.E. 2003 Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425: 365-368
- Coull, B. C. 1988. Ecology of the marine meiofauna. In: Higgins RP, Thiel H Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington. DC, 18-38
- Danovaro, R., Dell'Anno, A., Pusceddu, A. 2004 Biodiversity response to climate change in a warm deep-sea. *Ecology Letters* 7: 821-828
- Feely, R.A., Sabine, C.L., Lee, K., Berelson, W., Kleypas, J., Fabry, V.J., Millero, F.J. 2004 Impact of Anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ System in the Oceans. *Science* 305: 362-366
- Fleeger, J.W., Johnson, D.S., Carman, K.R., Weisenhorn, P.B., Gabriele, A., Thistle, D., Barry, J.P. 2010 The response of nematodes to deep-sea CO₂ sequestration: Aquatic regression approach. *Deep-sea Research I* 57: 696-707

- Giere, O. 2009. *Meiobenthology. The microscopic motile fauna of aquatic sediments.* Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
- Gitay, H. 2002 Technical Paper V: Climate Change and Biodiversity. Intergovernmental Panel on Climate Change
- Green, M.A., Aller, R.C., Aller, J.Y. 1998 Influence of carbonate dissolution on survival of shell-bearing meiobenthos in nearshore sediments. *Limnology and Oceanography* 43: 18-28
- Gyedu-Adabio, T.K., Baird, D. 2006 Response of meiofauna and nematode communities to increased levels of contaminants in a laboratory microcosm experiment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63: 443–450
- Hale, R., Calosi, P., McNeill, L., Mieszkowska, N. & Widdicombe, S. 2011 Predicted levels of future ocean acidification and temperature rise could alter community structure and biodiversity in marine benthic communities. *Oikos* 120: 661-674
- Hedfi, A., Boufahja, F., Ali, M.B., Aissa, P., Mahmoudi, E., Beyrem, H. 2013 Do trace metals (chromium, copper, and nickel) influence toxicity of diesel fuel for free-living marine nematodes? *Environmental Science and Pollution Research* 20: 3760-3770
- Hiscock, K., Southward, A., Tittley, I., Hawkins, S. 2004 Effects of changing temperature on benthic marine life in Britain and Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 333-362
- Ho, K.T., Chariton, A.A., Portis, L.M., Proestou, D., Cantwell, M.G., Baguely, J.G., Burgess, R.M., Simpson, S., Pelletier, M.C., Perron, M.M., Gunsch, C.K., Bik, H.M., Katz, D., Kamikawa, A. 2013 Use of a novel sediment exposure to determine the effects of triclosan on estuarine benthic communities. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32:384-392
- Klosterhaus, S.L., DiPinto, L.M., Chandler, G.T. 2003 A comparative assessment of azinphomethyl bioaccumulation and toxicity in two estuarine meiobenthic harpacticoid copepods. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 2960–2968

- Langer, G., Geisen, M., Baumann, K.-H., Kla, J., Riebesell, U., Thoms, S., Young, J.R. 2006 Species-specific responses of calcifying algae to changing seawater carbonate chemistry. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems* G3 7: Q09006
- Lee, M.R. and Correa, J.A. 2005 Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assemblages in the Atacama region of northern Chile. *Marine Environmental Research* 59: 1–18
- Liu, X.-S., Xu, W.-Z., Cheung, S.G., Shin, P.K.S. 2011 Marine meiobenthic and nematode community structure in Victoria Harbour, Hong Kong upon recovery from sewage pollution. *Marine Pollution Bulletin* 63: 318-325
- Lorenzen, S. 1974 Die Nematoden fauna der sublittoralen Region der Deutschen Bucht, insbesondere im Titan-Abwassergebiet bei Helgoland. *Veröffentlichungen. Institut für Meeresforschung Bremerhaven* 14: 305-327. (Ref. Nasira et al. 2010)
- Lotufo, G.R., Fleeger, J.W. 1997 Effects of sediment-associated phenanthrene on survival, development and reproduction of two species of meiobenthic copepods *Marine Ecology Progress Series* 151: 91-102
- Mazzola, A., Mirto, S., Danovaro, R. 1999 Initial Fish-Farm Impact on Meiofaunal Assemblages in Coastal Sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 38: 1126-1133
- Mirto, S., Rosa, T.L. Danovaro, R., Mazzola, A. 2000 Microbial and Meiofaunal Response to Intensive Mussel-Farm Biodeposition in Coastal Sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 40: 244-252
- Moreno, M., Vezzulli, L., Marin, V., Laconi, P., Albertelli, G., and Fabiano, M. 2008. The use of meiofauna diversity as an indicator of pollution in harbours. *ICES Journal of Marine Science* 65: 1428–1435
- Nasira, K., Shahina, F., Kamran, M. 2010 Response of free-living marine nematode community to heavy metal contamination along the coastal areas of Sindh and Balochistan, Pakistan. *Pakistan Journal of Nematology* 28: 263-278
- Pascal, P.-Y., Fleeger, J.W, Galvez, F., Carman, K.R. 2010 The toxicological interaction between ocean acidity and metals in coastal meiobenthic copepods. *Marine Pollution Bulletin* 60: 2201-2208

- Ridgewell, A., Schmidt, D.N. 2010 Past constraints on the vulnerability of marine calcifiers to massive carbon dioxide release. *Nature Geoscience* 3: 196-200
- Silva, C., Mattioli, M., Fabbri, E., Yáñez, E., DelValls, T.A., Martin-Diaz, M.L. 2012 Benthic community structure and biomarker responses of the clam *Scrobicularia plana* in a shallow tidal creek affected by fish farm effluents (Rio San Pedro, SW Spain). *Environment International* 47: 86-98
- Skvortsov, V.V. 1997 Meiobenthos communities of some subarctic lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 117–124
- Thistle, D., Sedlacek, L., Carman, K.R., Fleeger, J.W., Brewer, P.G., Barry, J.P. 2006 Simulated sequestration of industrial carbon dioxide at a deep-sea site: Effects on species of harpacticoid copepods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 151-158
- Thorndyke, M.C., Dupont, S. 2009 Ocean acidification and its impact on the early life-history stages of marine animals. CIESM, 2008. Impacts of acidification on biological, chemical and physical systems in the Mediterranean and Black Seas.
- Tovar, A., Moreno, C., Manuel-Vez, M.P., Garcia-Vargas, M. 2000 Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Research* 34: 334-342
- Veiga, P., Besteiro, C., Rubal, M., 2010 Meiofauna communities in exposed sandy beaches on the Galician coast (NW Spain), six months after the Prestige oil spill: the role of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Scientia Marina* 74: 385-394
- Wood, P.J., Gunn, J., Rundle, S.D. 2008 Response of benthic cave invertebrates to organic pollution events. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 909–922

Internetiallikad

Internet 1 : <http://chm.pops.int/Convention/Media/Factsheets/tabid/527/language/en-US/Default.aspx> ; Info võetud 01.04.2013

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina Elerin Pihel (sünnikuupäev: 11.02.1990)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Inimtegevuse ja keskkonnamuutuste mõju meiofaunale“, mille juhendaja on Külli Lokko, reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.1.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu alates **31.05.2013** kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 22.05.2013