



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Raigo Nagel

**EUROOPA ANGERJA (*ANGUILLA ANGUILLA*)
POTENTSIAAL VÄHI VÕÕRLIIKIDE TÕRJES**

THE POTENTIAL OF THE EUROPEAN EEL (*ANGUILLA
ANGUILLA*) IN THE CONTROL OF ALIEN CRAYFISH
SPECIES

Bakalaureusetöö
Kalanduse ja rakendusökoloogia õppekava

Juhendaja: Katrin Kaldre, *PhD*

Tartu 2023

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Bakalaureusetöö lühikokkuvõte	
Autor: Raigo Nagel		Õppekava: Kalandus ja rakendusökoloogia	
Pealkiri: Euroopa angerja (<i>Anguilla Anguilla</i>) potentsiaal vähi võõrliikide tõrjes			
Lehekülgi: 51	Jooniseid: 14	Tabeleid: 7	Lisasid: 1
Osakond: Põllumajandus -ja keskkonnainstituut ETIS-e teadusvaldkond ja CERC S-i kood: 1.8. Bio- ja keskkonnateadused Juhendaja(d): Katrin Kaldre Kaitsmiskoht ja -aasta: 2023, Tartu			
<p>Jõevähkide (<i>Astacus astacus</i>) populatsioonid on vähenemas üle maailma, sealhulgas ka Eestis. Üheks põhjuseks on invasiivsete vähiliikide negatiivne mõju põlisvähkide asurkondadele, näiteks ohtliku vähikatku levitamine, kiirematempolisem levila laiendamine kui jõevähkidel ning suurem viljakus ja tolerantsus elutingimuste suhtes. Sellest tulenevalt on käesoleva uurimistö eesmärgiks hinnata kasvanduse päritolu kunstlikul söödal olnud euroopa angerja (<i>Anguilla anguilla</i>) potentsiaali vähi võõrliikide bioloogilises tõrjes. Eesmärgi saavutamiseks viidi läbi kuu aega kestnud söötmisskatse 30 angerja ning kahe invasiivse vähiliigiga. Kolme ühe kuupmeetrilisse basseini paigutati lisaks kaladele eksperimendi jooksul 30 signaalvähki (<i>Pacifastacus leniusculus</i>) ning 23 marmorvähki (<i>Procambarus virginalis</i>). Andmete kogumiseks teostati pidevalt visuaalseid vaatlusi angerjate söömuste jälgimiseks ja dokumenteeriti veeparameetrid. Katse lõppes kalade seedekulgl analüüsimisega. Saadud tulemused näitasid, et kõige rohkem langesid saagiks mõõtude poolest väiksemad vähid, eriti marmorvähid, kelle kadu moodustas kolme basseini peale 91,3%. Lisaks täheldati angerja rünnakut marmorvähi vastu, mida kinnitasid ka angerja seedekulgl analüüsid, kus esines marmorvähi säilmeid kolmel angerjal. Signaalvähkide vastu oli kaladel huvi aga tunduvalt väiksem, sest täheldati vaid 33,3%-list vähkide kadu. Väiksem signaalvähkide kadu võis tuleneda angerjate liiga väikesest aklimatiseerumise perioodist ja signaalvähkide suuremast suuruselt. Tulemused näitavad, et ~400-grammiste kasvanduse päritolu angerjate asustamisel on potentsiaali alla 70 mm pikkuste invasiivsete vähiliikide tõrjes ning võib soovitada nende asustamist kinniste süsteemidega vähi võõrliigi veekogudesse.</p>			
Märksõnad: euroopa angerjas, signaalvähk, marmorvähk, jõevähk, bioloogiline tõrje			

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Bachelor's Thesis	
Author: Raigo Nagel		Curriculum: Fisheries and applied ecology	
Title: The potential of the European eel (<i>Anguilla Anguilla</i>) in the control of alien crayfish species			
Pages: 51	Figures: 14	Tables: 7	Appendixes: 1
Department: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research and (CERC S) code: 1.8. Bio and Environmental Sciences Supervisors: Katrin Kaldre Place and date: Tartu, 2023			
<p>The noble crayfish (<i>Astacus astacus</i>) populations are declining worldwide, including in Estonia. One reason for that is the negative impact of invasive crayfish species on native crayfish populations, such as the spread of dangerous crayfish plague, faster range expansion than the noble crayfish, greater fecundity and tolerance to worse environmental conditions. Consequently, the aim of this research is to evaluate the potential of the European eel (<i>Anguilla anguilla</i>) fed on fish farm artificial feed in the biological control of non-indigenous crayfish species. To achieve the results, a month-long feeding experiment was conducted with 30 eels and two invasive crayfish species. In addition to the fish, 30 signal crayfish (<i>Pacifastacus leniusculus</i>) and 23 marbled crayfish (<i>Procambarus virginalis</i>) were placed in three one cubic meter pools during the experiment. In order to collect data, visual observations were made continuously to monitor eel feeding, water parameters were also documented. The experiment ended with the analysis of the fishes digestive tract. The obtained results showed that smaller crayfish were the most preyed upon, especially marbled crayfish, whose loss was 91.3% over the three pools. In addition, attack on a marbled crayfish by an eel was observed, which was also confirmed by analyzes of the eel's digestive tract, where remains of marbled crayfish were present in three eels. However, the interest of the fish in the signal crayfish was much lower, making up 33.3% mortality. The smaller loss of signal crayfish may have resulted from the too short acclimatization period of the eels and the larger size of signal crayfish. The results show that the stocking of ~400-gram farmed eels has the potential to control invasive crayfish species that are less than 70 mm in length and can be recommended for their stocking in closed systems in non-indigenous crayfish water bodies.</p>			
Keywords: European eel, signal crayfish, marbled crayfish, noble crayfish, biological control			

SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	5
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE	7
1.1. Euroopa angerja bioloogia ja elutsükel	7
1.2. Euroopa angerja Levik ja elupaiga nõuded	8
1.3. Vähihüügid Eestis	9
1.3.1. Jõevähk.....	9
1.3.2. Signaalvähk	11
1.3.3. Ogapõskne vähk	12
1.3.4. Marmorvähk	14
1.4. Invasiivsete vähi võõrliikide leviku oht	15
1.5. Vähi võõrliikide tõrjemeetodid	16
1.5.1. Bioloogilised tõrjemeetodid	16
1.5.2. Füüsilised tõrjemeetodid	20
1.5.3. Mehaanilised tõrjemeetodid	21
1.5.4. Biotsiidsed tõrjemeetodid.....	21
1.5.5. Autotsiidsed tõrjemeetodid	22
2. MATERJAL JA METOODIKA	23
2.1. Katsetingimused	23
2.2. Veeparameetrite jälgimine	24
2.3. Angerjate söötmine	25
2.4. Angerjate lahkamine	27
3. TULEMUSED.....	28
3.1. Angerjate toitumine võõrvähkidest visuaalsel vaatlusel	28
3.1.1. Bassein 1	28
3.1.2. Bassein 2	29
3.1.3. Bassein 3	29
3.2. Angerjate toitumine võõrvähkidest lahkamise tulemusel	31
4. ARUTELU	33
KOKKUVÕTE.....	36
KASUTATUD KIRJANDUS	38
LISA.....	51

SISSEJUHATUS

Jõevähk (*Astacus astacus*) on ainus põline vähiliik Eestis. Kuigi jõevähki leidub Eestis rohkem kui 300-s veekogus, ei esine teda enamikes asurkondades eriti arvukalt. (Hurt, Kivistik 2022) Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN) punases nimistus on jõevähk liigitatud ohualtude liikide (VU – *vulnerable*) kategooriasse. Eesti punases nimestikus on kirjeldatava liigi kaitsestaatuseks märgitud „ohulähedane“.

Eestis on hetkel teada kolme vähi võõrliigi olemasolu: signaalvähk (*Pacifastacus leniusculus*), ogapõskne vähk (*Faxonius limosus*) ning marmorvähk (*Procambarus virginalis*). Invasiivsed vähiliigid on üheks põhjuseks, miks jõevähkide asurkonnad vähenevad. Ebasoosivaks teguriks on võõrliikide suurem viljakus ning tolerantsus elutingimuste osas. Samuti laieneb invasiivsete liikide levila kiirema tempoga. (Kozák *et al.* 2015) Jõevähkide arvukust tingib oluliselt ka vähikatk, mis leivib kõikide vähiliikide seas, aga kõige ohtlikum on see põlisliikidele, olles neile tihti surmav. Invasiivsete vähiliikide peamine oht ongi vähikatu levitamine, olles ise selle haiguse suhtes immuunsed. Eesti veekogudes on vähikatk olnud mitmeid kordi epideemiline.

Võõrliikide negatiivsete mõjude ning analoogse ökoloogilise niši jagamise tõttu põlisliikidega on tekkinud tarvidus invasiivsete liikide levila piiramiseks. Oluline on tagada jõevähi populatsioonide jätkusuutlikkus pikemas perspektiivis. Antud põlisliigi tähtsus ning kaitsevajadus peitub tema võimekuses halvata eutrofeerumisprotsesse veekogude ökosüsteemides. Samuti on jõevähil märkimisväärne osakaal harrastuspüügis, toidukultuuris ning vesiviljeluses. (Hurt, Kivistik 2022)

Invasiivsete liikide tõkestamiseks on kasutatud mitmeid erinevaid meetodeid, aga suurt edu pole nendega saavutatud. Üheks võimalikuks meetodiks on bioloogiline tõrje ehk teatud liikide kasutamine võõrliikide leviku piiramiseks. Röövloomade introductseerimisel tõrje eesmärgil on oluline analüüsida veekogu elustikku terviklikult ning võimalikke interaktsioone sihtmärgiks mitteolevate liikidega. Bioloogiline tõrje on üsna uudne ning veel vähe uuritud. Seetõttu on vajalik täiendavate uuringute teostamine, et hinnata meetodite sobivust ja vähendada riske veekeskkonnale.

Jõevähi asurkondade kaitseks tuleb leida lahendusi vähi võõrliikide tõrjeks Eesti veekogudes. Üheks bioloogilise tõrje meetodiks kirjanduse põhjal on soovitatud kasutada euroopa angerjate (*Anguilla anguilla*) asustamist, kes aitaksid vähkidest toitudes piirata vähi võõrliikide levikut. Käesoleva töö eesmärgiks on hinnata kasvanduse päritolu euroopa angerjate huvi vähist toitumise vastu, keda saaks võõrliigi veekogudesse tõrje eesmärgil Eestis asustada.

Eesmärgi saavutamiseks viidi läbi söötmiskatse ~400 suuruste euroopa angerjatega, et hinnata nende huvi eri suuruses signaal- ja marmorvähkidest toitumise vastu.

Kontrollitavaks hüpoteesiks seati:

1. Graanulsöödal olnud kasvanduse angerjad harjuvad toituma ka vähist ja neid saab kasutada võõrliikide tõrjel

Vajalike andmete kogumiseks ning eesmärkide saavutamiseks viidi läbi söötmiskatse Eesti Maaülikooli veterinaarmeditsiini ja loomakasvatuse instituudi vesiviljeluse õppetooli laboris, ajavahemikul 01.03.-31.03.2023. Katses kasutati kolme kuupmeetrist mahutit, igasse basseini paigutati kümme angerjat. Vähi võõrliikidena kasutati signaalvähki (30 tk) ja marmorvähki (23 tk). Eksperimendi jooksul dokumenteeriti veeparameetrid ning täheldused angerjate söömustes. Praktiline osa lõppes 31.03.2023 angerjate lahkamisega.

Käesoleva uurimistöö kirjanduse ülevaate osas kirjeldatakse euroopa angerjat, vähiliike Eestis, vähi võõrliikidega kaasnevaid probleeme ning vähi võõrliikide erinevaid tõrjemeetodeid. Materjali ja meetodika peatükis tuuakse välja katse ülesehitus, misjärel avaldatakse tulemused ning arutelu.

Uurimistöö autor soovib tänada eelkõige oma juhendajat Katrin Kaldret igakülgse abi, nõustamise ja töö teemavaliku soovitamise eest. Autor tänab ka Margo Hurta, kes oli suureks toeks angerjate lahkamisel, Siim Kaharit katse ettevalmistustööde abistamisel ja tehnilisel nõustamisel ning Eesti Maaülikooli VLI vesiviljeluse õppetooli meeldiva koostöö eest.

Töö valmis Euroopa Majanduspiirkonna Finantsmehhanismi 2014–2021 programmi "Kliimamuutuste leevendamine ja nendega kohanemine" ja KIK rahastatava projekti „Invasiivsete võõrliikide tõrje Eesti magevetes“ toel.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1. Euroopa angerja bioloogia ja elutsükkel

Euroopa angerjas (joonis 1) (*Anguilla anguilla*) kuulub angerjaliste seltsi ning angerlaste sugukonda. Angerjalised on välimuse poolest maduja kujuga, omades ka analoogset liikumisviisi. Limast nahka katavad väikesed pikergused soomused, küljejoon on tugevalt arenenud. Sabauim on neil ühenduses selja- ja pärakuuimega, rinnauimed on mõõtude poolest minimalistlikud ning ümarad, kõhuuimi antud liigil ei eksisteeri. Alalõug on etteulatuv, suu otsseisune. (Mikelsaar 1984) Selg on sinakasmust ning noorepoolsematel hallikas-oliivroheline. Kõhu värvus on sinakas- või rohekasvalge. (Hunt 2019) Angerjad hingavad lisaks lõpustele ka läbi naha (Abakumov *et al.* 1971).



Joonis 1. Euroopa angerjas (*Anguilla anguilla*) (Sapsford 2015).

Isendid, kes pesitsevad rannikumeres, toituvad põhiliselt lamekarpidest, kakandilistest ning väiksematest kaladest. Söövad öösiti, intensiivseimad perioodid toitumise poolest on mai kuni juuni ja august kuni september. (Hunt 2019) Talvel nad ei toitu, olles sellel ajal talveunes. Väiksemad angerjad tarbivad toiduks veeputukaid, vastseid, kalamaime, koorikloomi ning usse. (Abakumov *et al.* 1971)

Peakuju on angerjatel kahte tüüpi: terava- ehk kitsapealised ning laiapealised. See sõltub toitumise tingimustest keskkonnas. Rohke väiksemapoolse toidu olemasolul kujuneb noor

kala teravapealiseks. Oludes, kus söödavad objektid on suuremad, moondub isend pigem laiapealiseks. (Mikelsaar 1984) Sellisel juhul võivad saagiks langeda kuni 15 cm pikkused kalad ja vähid (Abakumov *et al.* 1971). Saaklooma suurus on limiteeritud angerja suuõõne mõõtmete tõttu (Aquiloni *et al.* 2010).

Käesoleva liigi puhul on tegemist katadroomsete siirdekaladega, mis tähendab, et sigimiseks vajamineva eluea saavutavad nad magedas vees, aga kudema lähevad merre. Suguküpsus saabub isastel 5 kuni 7-aastaselt ja emastel 7 kuni 12-aastaselt. Euroopa angerjas koeb Sargasso meres. Vanemad surevad paljunemise tagajärjel. Vastsed uhutakse Golfi hoovuse tõttu Euroopa rannikule, ränne kestab kaks kuni kolm aastat. Antud siirde ajal moonduvad isendid mitmeid kordi, olles vahepeal läbipaistev (*Leptocephalus*), pajulehe kujuline ning pärast seda muutudes täiskasvanud kala taoliseks, aga läbipaistvaks ehk klaasangerjaks. (Paaver *et al.* 2006)

Emased isendid saavutavad mõõtudeks harva kuni 1,5 m ja 6 kg, isased kasvavad kuni 50 cm pikkuseks (Ginter *et al.* 2015). Katadroomset rännakut alustanud angerjad on 60 kuni 90 cm pikad, kaaluvad 0,4 kuni 2 kg. Eestis püütud rekordkala kaalus 5,3 kg (Hunt 2019). Optimaalsetes kasvutingimustes võivad nad kasvada 500 g aastas (Abakumov *et al.* 1971).

Rahvusvahelise Looduskaitseliidu punases nimistus ehk IUCN-i punases nimestikus on euroopa angerja kaitsestaatuseks märgitud “äärmiselt ohustatud”. Rohke klaasangerja püük ning tarbimine on tinginud antud liigi kalavaru languse Euroopa veekogudes. Angerjaid ei osata veel ka tehiskes tingimustes paljundada. (Paaver *et al.* 2006) Arvukust mõjutavad lisaks viirushaigused, näiteks papillomatoos, mis esineb üldiselt lõuapiirkonnas (Kadakas, Turovski 2004).

1.2. Euroopa angerja Levik ja elupaiga nõuded

Levilaks on Euroopa rannikuveekogumid ning jõed ja järved, mis on ühenduses merega (Mikelsaar 1984). Näiteks leidub angerjat Lääne- ja Põhja-Euroopas, aga ka Põhja-Aafrikas. Paikneb samuti Kanaari, Assoori, Fääri, ja Briti saartel ning Islandil, osaliselt Musta mere vesikonnas ja Läänemeres (Abakumov *et al.* 1971). Eesti sisevetest on antud liiki introductseeritud Võrtsjärve ning väiksematesse järvedesse (Hunt 2019). Angerjas on levinud

74 Eesti järves (Ginter *et al.* 2015). Eestis asuvad isendid on peamiselt seotud riimveesüsteemiga. Suureks miinuseks on talvitumispaikade vähesus (Mikelsaar 1984).

Elupaikadena eelistavad muda- ning savipõhjalisi madalaid hästi soojenevaid veekogusid. Peidukohtadeks meeldivad mudaurud ning kivide vahelised kohad (Hunt 2019). Angerjal tekib magedates vetes negatiivne reotaksis ehk instinkt ujuda vastuvoolu. Antud isendid on suutelised maismaal 24 kraadi juures elus püsima kuni 36 tundi. Sellest tulenevalt on nad võimelised niiskel pinnasel tegema rändeid ühest veekogust teise. Üldiselt eelistavad elada kindlas asumialas pikemat aega. Öise režiimiga, varjudes päeval näiteks muda sisse. (Abakumov *et al.* 1971)

Tabelis 1 on toodud angerjate pidamise optimaalsed tingimused kunstlikes tingimustes läbi suletud veekasutusüsteemi ehk läbi RAS süsteemi. Liiga kõrge pH tase võib tingida kaladele ammoniaagimürgistuse. Hapnikusisalduse talutavateks piirideks on 3-15 mg/l. (Paaver *et al.* 2006)

Tabel 1. Optimaalsed veeparameetrid angerjate kasvatamisel läbi RAS süsteemi (Paaver *et al.* 2006)

Veeparameeter	Optimaalne
Temperatuur	25 °C
Vesinikeksponeendi ehk pH sisaldus	7,0 pH
Hapnikusisaldus	8 mg/l

1.3. Vähiliigid Eestis

1.3.1. Jõevähk

Jõevähk ehk harilik jõevähk (joonis 2) (*Astacus astacus*) kuulub kümnejalaliste seltsi ning jõevähklaste sugukonda. Ta on ainuke põline vähiliik Eestis, kus neid on täheldatud üle 300 veekogus (joonis 6). Paljudes neis leiukohtades ei esine antud liiki eriti arvukalt. (Hurt, Kivistik 2022)



Joonis 2. Jõevähk (Foto: Heikki Leis).

Antud liigi kogupikkuseks on isastel tavaliselt kuni 15 cm, kehamassiks saavutavad kuni 250 g. Emased on väiksemad, saavutades üldiselt kehamassiks kuni 200 g. Seljakilbi ehk karapaksi värvus võib olla helepruunist kuni tumepruunini. Ventraalne osa on beežist kuni oliivpruunini. Elueaks võivad saavutada rohkem kui 20. aastat. Isastel on mõõtmete poolest sõrad suuremad ning emastel väiksemad. (Hager 1996; Skurdal, Taugbøl 2002; Pöckl *et al.* 2006; Gherardi, Acquistapace 2007; Kozák *et al.* 2009 ref Kozák *et al.* 2015)

Isased saavad tavaliselt suguküpseks kolmandal eluaastal, olles kogupikkuselt umbes 7 cm. Emased aga neljandal eluaastal, kogupikkusega 7 kuni 9,5 cm. Paaritumisperiood leiab aset septembri lõpust kuni oktoobri lõpuni, marjaterade arv on üldiselt vahemikus 87 kuni. Külmemates ilmastikuoludes võib inkubatsiooniperiood kesta kaheksa kuni üheksa kuud. Koorumine toimub tavaliselt juunis ja juulis. Sõltuvalt temperatuurist, iseseisvuvad jõevähid viie päeva kuni kahe nädala jooksul pärast koorumist. Täiskasvanud isendid kestuvad tavaliselt kaks korda aastas. (Abrahamsson 1966; Mackevičienė *et al.* 1999; Skurdal *et al.* 1993; Huner, Lindqvist 1986; Westin, Gydemo 1986; Skurdal, Taugbøl 1994; Savolainen *et al.* 1996; Vozgirdaitė 1998; Hessen *et al.* 1987; Ackefors *et al.* 1989; Faller *et al.* 2006; Kanta 2007; Skurdal, Qvenild 1986 ref Kozák *et al.* 2015) Kestumine on vähkidel vajalik selleks, et areneda ja kasvada. Selle protsessi käigus asendatakse väiksem välisskelett suuremaga. (Nhut *et al.* 2020)

Jõevähkide elupaigad varieeruvad, neid leidub erineva suurustega ojades, jõgedes, aga ka seisvates veekogudes. Tšehhis on lisaks vooluveekogudele neid leitud ka sügavamatest ja

külmematest kalatiikidest, üleujutatud kivi- ja liivakarjäärdest, kanalitest ja erinevatest veehoidlatest. Jõevähk eelistab võsastunud ning puujuurtega stabiliseeritud kaldaid. Varjupaikadena kasutavad näiteks kivide ja palkide vahel olevaid alasid, kuhu nad kaevavad madalaid urge. Jõevähid väldivad elupaikadena mudaseid põhjasid, kuid kasutavad neid piirkondi toidu otsimiseks. (Dyk 1977; Krupauer 1982; Skurdal, Taugbøl 2002; Holdich *et al.* 2006 ref Kozák *et al.* 2015)

Jõevähki leidub Euroopa kontinendil 39-l territooriumil. Põline levila ulatub idas kuni Venemaa, Valgevene, Ukraina ja Gruusiani. Läänes ulatub algse levila serv Prantsusmaale, lõunas kuni Kreekasse ja Albaaniasse ning põhjas Soome. (Holdich *et al.* 2009 ref Kozák *et al.* 2015) Euroopas on jõhevähi arvukus viimase 150 aasta jooksul suurel määral degradeerunud (Hurt, Kivistik 2022).

1.3.2. Signaalvähk

Signaalvähk ehk tähnikvähk (joonis 3) (*Pacifastacus leniusculus*) kuulub kümnejalaliste seltsi ning jõevähklaste sugukonda. Välimuselt meenutab harilikku jõevähki, kuid on suuremate sõrgadega. Liigi tunnuseks on valge või sinakasroheline tähn, mis asub sõrgadel. Värvuseks on kas sinakaspruun või punakaspruun. Isastel on täispikkus kuni 16 cm ning emastel kuni 12 cm. Kehamassiks võib saavutada maksimaalselt kuni 250 grammi. Võivad elada kuni 20. aasta vanuseks. (Holdich *et al.* 2006; Pöckl *et al.* 2006 ref Kozák *et al.* 2015) Toitub taimedest, selgrootutest, väikestest kaladest, kalamarjast ning ka enda liigi kuuluvatest isenditest (Nature Spot 2006).



Joonis 3. Signaalvähk (Foto: Heikki Leis).

Signaalvähid saavutavad suguküpsuse kahe kuni kolme aasta vanuselt, olles 6-9 cm pikkused (Abrahamsson 1971 ref Kozák *et al.* 2015) Paaritumine ja marja heitmine toimub tavaliselt oktoobris, marjaterade arv on vahemikus 200 kuni 400. Kuni koorumiseni kannab emane vähk marjateri laka all. Haudumise aeg sõltub temperatuurist, aga üldjuhul vahemikus märtsi lõpust kuni juuli lõpuni. Pojad jäävad ema juurde kuni kahe kestumise lõpuni. Suremus on suuresti mõjutatud konkurentsi ning kannibalismi poolt, eriti tihedalt asustatud aladel. (Lewis 2002 ref Johnsen, Taugbøl 2010)

Signaalvähkide elupaigad varieeruvad alates väikestest ojadest ja looduslikest järvedest kuni suurte jõgedeni. Nad elavad sarnastes tingimustes, nagu teised vähiliigid ning eelistavad külmema veekogusid. Peidupaikadeks kaevavad vee põhja urge. Antud isendid peavad vastu ka merevees ning ka mitmeid päevi maismaal. (Bubb *et al.* 2004 ref Kozák *et al.* 2015)

Signaalvähi looduslik levila asub Põhja-Ameerikas. Aastatel 1926 kuni 1930 viidi neid kaubanduslikel eesmärkidel Jaapanisse, kus nad aga hakkasid kiiresti asustama looduslike järvesid ning jõgesid, tõrjudes välja mitmeid põlisliike. Euroopasse toodi signaalvähk 1959. aastal, kui neid tutvustati Rootsi, 1967-1968. aastal Soome (Taylor *et al.* 2007; Kawai *et al.* 2002; Usio *et al.* 2007; Svärdson 1995 ref Kozák *et al.* 2015)

Signaalvähk on Eestis invasiivne vähiliik, kes avastati esimest korda 2008. aastal Mustjões. Praeguseks on teda leitud kokku üheksast veekogust (joonis 6). (Aluma *et al.* 2023)

1.3.3. Ogapõskne vähk

Ogapõskne vähk (joonis 4) (*Faxonius limosus*) kuulub kümnejalaliste seltsi ning idajõevähklaste sugukonda. Antud liigi kogupikkuseks on tavaliselt kuni 10 cm. (Hamr 2002 ref Alekhnovich, Buřič 2017) Ogapõskse vähi värvus varieerub ning sõltub elukeskkonna tingimustest, näiteks võib sageli muutuda setete tõttu mustjaks. Üldiselt on keha toon tumepruunist kuni oliivrohelisteni, ventraalne osa on helekollane. Lakal asetsevad punased kuni pruunikaspunased põikisuunalised vöödid. Sõrgade tipud on oranžid ning ääristatud tumedate ringidega, alt valged. (Hamr 2002; Holdich *et al.* 2006 ref Kozák *et al.* 2015)



Joonis 4. Ogapõskne vähk (Foto: Heikki Leis).

Eluiga on neil lühike, tavaliselt kaks kuni kolm aastat. Suguküpsuse saavutavad üldiselt kuni 16. kuul. Esimesel eluaastal kestuvad 9 kuni 11 korda, sellest tulenevalt on neil kiire kasv ning suurem suremus. (Smith 1981; Momot 1988; Hamr 2002; Andrews 1907; Price, Payne 1984; Kozák *et al.* 2007 ref Alekhnovich, Buřič 2017) Ogapõskne vähk on omnivoor ehk kõigesööja, tarbides taimi, loomi ning detriitseid jääke (Vojkovská *et al.* 2014).

Ogapõsksed vähid adapteeruvad kiiresti erineva veevooluga vesistutes, näiteks ojades, suurtes jõgedes või tiikides. Uru tegemiseks eelistavad madalaid settekihi põhjaga veekogusid. Nad on tolerantsed keskkonna muutustele, sellest tulenevalt harjuvad ka reostunud vetega. Kuigi nad taluvad ka külmema ja kiirema veevooluga paikasid, elavad nad võimalusel ikkagi soojemates ning aeglasema vooluga veekogudes. (Hentonen, Huner 1999; Kozubiková *et al.* 2006; Buřič *et al.* 2009; Aldridge 2011; Füreder *et al.* 2006; Holdich *et al.* 2006; Puky, Schád 2006 ref Alekhnovich, Buřič 2017)

Ogapõskne vähk on pärit Põhja-Ameerikast ning ta oli esimene võõrvähiliik, kes introducteeriti Euroopasse. Tänapäeval on ta signaalvähi järel kõige laiema levialaga vähi võõrliik Euroopas ning on hõivanud suurema osa Saksamaa jõesüsteemidest. Sellest tulenevalt on seal raske taastada põlispopulatsioone. (Holdich, Black 2007; Kouba *et al.* 2014; Trichkova *et al.* 2015; Govedič 2017; Dehus *et al.* 1999 ref Alekhnovich, Buřič 2017)

Ogapõskne vähk on Eestis invasiivne vähiliik. Esimest korda Eestis tuvastati ogapõskne vähk 2017. aastal Pärnu jões. Antud liik on palju laialdasemalt levinud, kui signaalvähk ning selle asurkond jätkab jões laienemist vastuvoolu ning teistesse sellega seotud süsteemidesse (joonis 6). (Aluma *et al.* 2023)

1.3.4. Marmorvähk

Marmorvähk (joonis 5) (*Procambarus virginalis*) kuulub kümnejalaliste seltsi ning kambariidide sugukonda (Lyko 2017). Mõõtude poolest väikesed, jäädes kasvult tavaliselt alla 10 cm pikkuseks. Kümme protsenti isenditest elavad rohkem kui kolm aastat, keskmiselt elavad kuni kahe aastaseks. Harilikult surevad ebaõnnestunud kestumise tulemusel. Välimuselt on nad eripärased, pruunidel, tumepruunidel või rohelistel toonidel on marmorjad mustrid, mis on kõige paremini nähtavad karapaksi külgedel. Siledad ning koonduvad servad nokisel jätavad kolmnurkse ilme. Sõrad on mõõtude poolest väikesed. (Pöckl *et al.* 2006; Vogt 2010; Holdich *et al.* 2006 ref Kozák *et al.* 2015) Toituvad vetikatest, taimedest, tigudest, kahepaiksetest ning konkureerivad ka teiste kohalike liikidega (Michigan Invasive Species Program 2020).



Joonis 5. Marmorvähk (Foto: Heikki Leis).

Marmorvähid paljunevad mittesuguliselt ehk partenogeneesi teel. Sellest tulenevalt on liigis ainult emased isendid. Antud vähkide taksonoomiline kuuluvus oli pikka aega ebaselge, kuid hilisemad uuringud on tõestanud, et nad on partenogeneetiliselt paljunev vorm. *Procambarus fallax* liigist (Vogt *et al.* 2004; Martin *et al.* 2010 ref Kozák *et al.* 2015)

Põlispriirkondades eelistab *Procambarus fallax* seisvaid, aga ka vooluveekogusid. Nad harrastavad pesitsemiseks kaevata vesistute põhja lihtsaid urge (Hobbs 1981; Hendrix, Loftus 2000; Dorn, Trexler 2007 ref Kozák *et al.* 2015).

Marmorvähi päritolu pole suudetud välja selgitada, küll aga on teada, et *Procambarus fallax* pärineb Põhja-Ameerikast Florida ning Georgia osariikidest. Esimest korda märgati neid Euroopas 20. sajandi lõpus. Hetkel on teada, et marmorvähki leidub mitmetes Euroopa riikides. (Lukhaup 2001; Taylor *et al.* 2007; Dorn, Volin 2009 ref Kozák *et al.* 2015) Teadustöös Kaldre *et al.* (2012) tõestati marmorvähi vastupidavust talvistes ilmastikuoludes.

Marmorvähk on Eestis invasiivne vähiliik, kes avastati esmakordselt 2017. aastal Balti Soojuselektrijaama väljavoolukanalis. Peale seda on neid mitmeid kordi lähedal olevatest paikadest leitud (joonis 6). (Aluma *et al.* 2023)

1.4. Invasiivsete vähi võõrliikide leviku oht

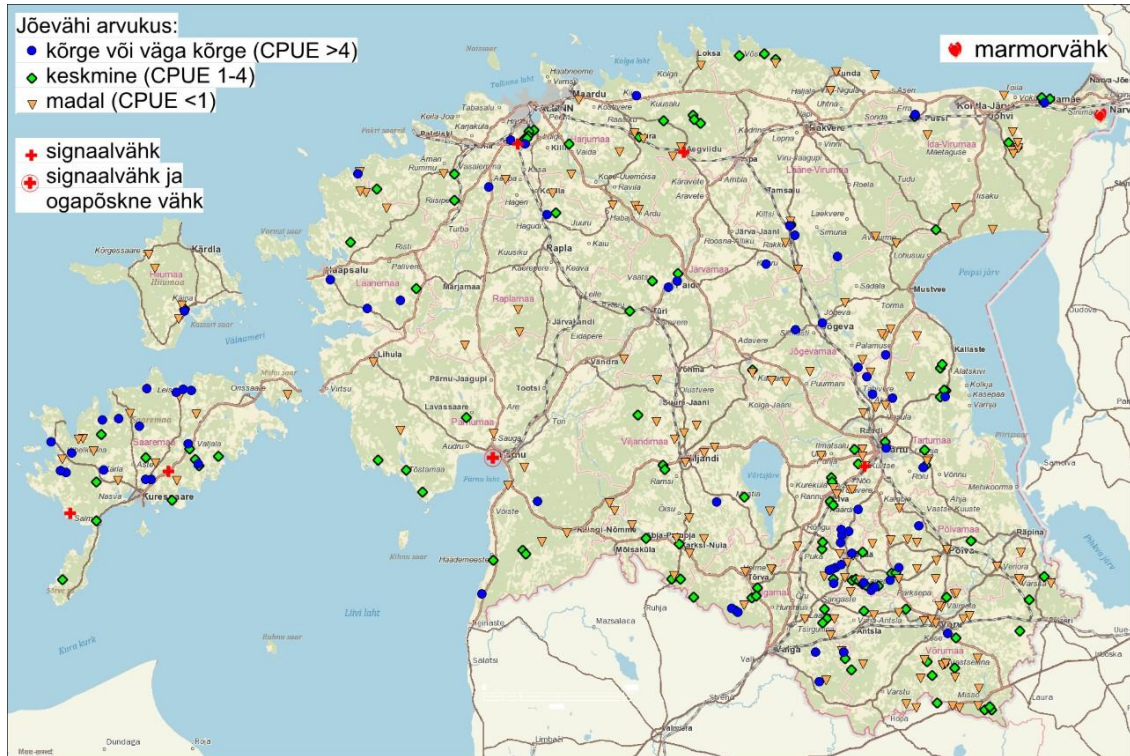
Vähi võõrliikide leviku negatiivseim mõju kohalikele vähiliikidele on vähikatu levitamine. Vähikatk on Põhja-Ameerikast pärinev jõevähkide ohtlikuim haigus, mida põhjustab oomütseet *Aphanomyces astaci*. (Flynn, Duffy 2013) Ameerikast pärit vähi võõrliigid on vähikatu suhtes enamasti immuunsed. Euroopa vähiliikidele on see palju ohtlikum, sest puudub tõvekindlus ja nakatumise järel võib suremus olla kuni 100%. Võõrliigid kannavad katku edasi jäädes seejuures ise ellu. Eesti vetes on vähikatk mitmeid kordi olnud epideemilise ulatusega, näiteks Mandri-Eestis. Vähi katku edasi kandumisele aitavad oluliselt kaasa ka inimesed, vähkide ümberasustamisel ja kalapüügivahendite mitte desinfitseerimisel. (Hurt, Kivistik 2022)

Soomes avastati vähikatk esimest korda 19. sajandi lõpus, mis jõudis sinna inimese käe läbi. Vähikatk levis kiiresti üle terve riigi, mille tõttu seiskus vähipüük kaheks dekaadiks. Ka hiljem on vähikatk põhjustanud suuri suremusi jõevähkide populatsioonides. (Westman *et al.* 1973; Holdich, Lowery 1988 ref Jussila, Mannonen 2004)

Invasiivsed liigid mõjutavad lisaks ökosüsteeme, tarbides näiteks makroselgrootuid ja taimi. Samuti on neil suurem asustustihedus, millest tulenevalt on ka kõrgem toitainete tarbimine. Nende levik on kiirematempolisem kui põlisvähkidel. Vähi võõrliigid võivad isegi hõredama asustuse korral vähendada ökoloogilist mitmekesisust, mõjutades näiteks põhjaelustiku selgrootuid ja makrofüüte. Samuti on nad kohalikele liikidele elupaiga konkurendid nii toidu kui varjupaikade pärast. Võõrliikide suuremat negatiivset mõju on täheldatud rohkem seisvates veekogudes kui vooluveses. (Vaeßen, Hollert 2015)

Signaalvähid võivad kaevamise tõttu õhnestada jõekaldaid. Samuti jahivad nad näiteks lõhe ja forelli kalamarja ning noorkalasad (Flynn, Duffy 2013).

Invasiivsed liigid on viljakamad ja tolerantsemad elutingimuste osas kui jõevähid (Kozák *et al.* 2015).



Joonis 6. Jõevähi ning invasiivsete vähi võõrliikide levikukaart (Hurt, Kivistik 2022).

1.5. Vähi võõrliikide tõrjemeetodid

1.5.1. Bioloogilised tõrjemeetodid

Bioloogiline tõrje ehk bioloogiline kontroll tähendab elusorganismide kasutamist mittesoovitud liikide tõrje eesmärgil. Üldiselt eelistakse antud meetodit rohkem, sest see on püsiv, mitta-aastav ja eetilisem kui mõned teised vahendid. (Gherardi *et al.* 2011)

Varasemad uuringud on tõestanud, et kalade poolt tingitud kisklus mõjub vähiliikide arvukusele. Angerjad, mis asustati Šveitsis Rumensee järve, vähendasid kolme aasta jooksul sealset invasiivset punast soovähki (*Procambarus clarkii*) vähem kui 10%-ni. Angerjaid peetakse eriti efektiivseteks kiskjateks, kuna neil on võime leida vähiliike lõhna järgi. Nad

on suutelised saama saaklooma kätte ka nende urgudest. (Westman 1991; Frutiger, Müller 2002; Blake, Hart 1995 ref Gherardi *et al.* 2011) Signaalvähkide arvukuse järsk tõus Inglismaal Larki jões ja paljudes teistes sealsetes jõgedes võis olla põhjustatud angerjavarude vähenemisest (West 2011 ref Stebbing *et al.* 2014).

Aastal 2009 alustati Musseau *et al.* (2014) teadustööd Vigueirati looduskaitsealal Prantsusmaal, Pisci-Sud looduslikus magevee vesistuses, et uurida euroopa angerja potentsiaali vähi võõrliikide bioloogilises tõrjes. Antud veekogu jaguneb kaheks omavahel liidetud tiigiks mõõtudega 6 ha ja 5,5 ha. Ümbritseva valgala suuruseks on 32 ha, mis on ühtlasi suletud ökosüsteem, veeressursid pärinevad vihmaveest ning pumbajaamast. Lindude poolt tuleneva kiskluse ennetamiseks hoiti 50 cm veetaset. Uuringu peamiseks eesmärgiks oli välja selgitada euroopa angerja võimekust tõrjuda invasiivset punast soovähki. Kollases kasvufaasis ehk enne rändangerja staadiumit olnud isendid asustati 2007. aasta oktoobris, klaasangerjad aga igal veebruarikuul, aastatel 2008 kuni 2012. Vähid kategoriseeriti kolme kaaluklassi alusel (tabel 2). Uuringud näitasid, et euroopa angerjas jahib invasiivset vähiliiki edukalt. Antud võõrliik moodustas kahel aastal angerja toitumisest üle poole, ulatudes suurematel kaladel 63%-ni. Kõik soovähi kaaluklassid sattusid kiskluse ohvriks, aga eelistatuimad olid väikesed vähid. Angerjate populatsiooni arvukus kasvas esialgu jõudsalt, aga langes lõpuks umbes 4000 isendini (348 angerjat ühe hektari kohta) tiigi mahutavuse tõttu. (Musseau *et al.* 2014)

Tabel 2. Vähkide kategoriseerimine kaaluklasside alusel (Musseau *et al.* 2014)

Kaaluklass	Kehamass
Väike	<10 g
Keskmine	10,1-25 g
Suur	>25 g

Aquiloni *et al.* (2010) uurimistöö raames viidi läbi kolm katset punase soovähiga, kelle tõrjumiseks kasutati samuti euroopa angerjaid. Esimene katse viidi läbi 15 angerjaga pikkusega $41 \pm 1,5$ cm ja 300 isast kõva kestaga punast soovähki pearindmiku pikkusega 14,1-64,2 mm. Katses kasutati loomulikku valgusrežiimi ning õhutemperatuur hoiti 20°C juures. Aklimatiseerumise periood kestis angerjatel kolm nädalat, 200 cm läbimõõduga ringleva veega akvaariumis. Aklimatiseerumise perioodil söödeti angerjaid iga kahe päeva tagant surnud vähkidega. Katses kasutatud vähid märgistati veekindla värviga ning hoiti

samal ajavahemikul 48-liitrites plastikust anumates. Vähe söödeti *Calliphora* perekonda kuuluvate vastsetega. Kirjeldatav eksperiment viidi läbi kolme kuu jooksul neljas ümmarguses plastikbasseinis läbimõõduga 100 cm, vee sügavusega 30 cm. Basseinidesse paigaldati aereerimiseks ning ringluse tekitamiseks kaks õhukivi ning üks õhuga juhitud käsfilter. Vähkidele lisati varjupaikadeks neli lamedat kivipaari, mõõtudega 15-20 cm. Ühe angerja kohta asustati basseini kümme ühesuurust vähki, kes kuulusid samasse suurusklassi (tabel 3). Iga suurusklass oli viies korduses. Katse kestis 14 päeva, mille jooksul märgiti ära üks kord päevas kell 12.00 saagiks osutunud vähkide arv ja mass, kestumise tagajärjel tekkinud kestade arv ning vähkide kehaosad, mida tarbiti kõige sagedamini. Surnud isendid asendati samasse suurusklassi kuulunud vähkidega. Antud katses järeldati samuti, et angerjad jahivad vähke edukalt. Suurimad vähid langesid kiskluse ohvriks siis, kui toimus parasjagu kestumine, ilmselt oli põhjuseks koorikute pehmus kestavahetuse perioodil. Sellest tulenevalt järeldati, et angerjad eelistavad pehmema kestaga isendeid. Vähkide kadu tõusis kõikides suurusklassides just kestumiste vältel. Angerjate igapäevane toitumine vähkidest moodustas 1,33% angerjate massist. (Aquiloni *et al.* 2010)

Tabel 3. Vähkide kategoriseerimine suurusklasside alusel lähtudes karapaksi pikkusest (Aquiloni *et al.* 2010)

Suurusklass	Väärtus
Väike	<25 mm
Keskmine	25-40 mm
Suur	>40 mm

Kõikide Aquiloni *et al.* (2010) uurimistöö raames tehtud eksperimentide tulemused tõestasid, et angerjas toitub punasest soovähist edukalt. Märgiti, et efektiivseimaks kombinatsiooniks oleks ilmselt röövkalade kasutamine koos püünistega. Lisaks mainiti vajadust täiendavateks uuringuteks, et selgitada välja angerjate asustamiseks optimaalseim kogus efektiivseimaks bioloogiliseks tõrjeks. (Aquiloni *et al.* 2010)

Röövkalad võivad küll invasiivsete vähiliikide populatsioone vähendada, aga siiski eksisteerivad ka riskid. Esineb oht, et bioloogilise tõrjena kasutatavad liigid hakkavad ründama ka neid isendeid, kes ei ole sihtmärgid. Eriti on see probleemiks siis, kui tõrjutavate võõrliikide arvukus on oluliselt alanenud. (Stebbing *et al.* 2014) Angerjate asustamine võib vähendada ka noorkalade populatsioone (Haubrock *et al.* 2019). Asustatavate röövkalade

tõttu on oht, et keskkond muutub ka teistele liikidele ebasobivaks, näiteks veekogude hägustumise läbi. Avatud veekogu puhul on võimalus, et isendid rändavad määratud alalt mujale. (Stebbing *et al.* 2014)

Sparkling Lake järves, Wisconsinis kasutati Hein *et al.* (2006) uurimistöös raames kasutati invasiivse roostevähi vastu (*Orconectes rusticus*) röövkalade tõrje meetodit koos püünistega. Karnivoorsed isendid aeglustasid oluliselt vähkide kasvutempot. Püünised aga eemaldasid kõrgeima sigimisväärtusega vähid. Autorite hinnangul eemaldati kolme aasta jooksul 1 212 148 indiviidi. Püüniste ning röövkalade koos kasutamisega vähendati võõrliikide arvukust 55% võrra. Järeldati, et püüniste ning röövkalade kombinatsioon on ilmselt parim lahendus roostevähi tõrjel. (Hein *et al.* 2006)

Kümnejalaliste seltsi kuuluva invasiivse liigi *Percnon gibbesi* krabilise tõkestamiseks Tiralongo *et al.* (2021) katsetes kasutati tõrjena ahvenaliste seltsist pärit rock goby (*Gobius paganellus*) mudilat (162 tk). Neist 115-l isendil leiti kõhust krabide jäänuseid. Järeldati, et krabi moodustas suure osa antud röövkala toitumisest. Töös toodi välja, et kiskjate või parasiitide puudumine võib soosida invasiivsete liikide asustustiheduse kasvu. (Tiralongo *et al.* 2021)

Invasiivse kaugida unimudila (*Perccottus glenii*) vastu kasutati Rakauskas *et al.* (2019) teadustöös karnivoorseid kalasid. Röövkaladena kasutati haugi (*Esox lucius*) ning ahvenat (*Perca fluviatilis*). Järeldati, et antud isendite asustamine vähendas koheselt võõrliigi arvukust. Protseduuri korrati mitu korda ning see hävitas unimudila populatsiooni täielikult. Käesolevat meetodit soovitatakse kasutada väikestes eutroofsetes järvedes. Pärast bioloogilist tõrjet täheldati vajadust taasasustada põliseid liike, mis tuleneb loodusliku mitmekesisuse vähenemisest pärast röövkalade teostatud desinseksiooni. (Rakauskas *et al.* 2019)

Uuringus Louette (2012) kasutati seisvas veekogus invasiivse härgkonna (*Lithobates catesbeianus*) vastu bioloogilise tõrjena haugi. Asukohaks oli endine kalakasvandus Belgias. Röövkala olemasolu põhjustas võõrliigi konnakulleste languse. Tõdeti, et biomanipulatsioon toimis ja sel tõrjemeetodil on potentsiaali. Asustamisel tuleb arvestada sealsete vete omapäradega ning liigiliste kooslustega. (Louette 2012)

1.5.2. Füüsilised tõrjemeetodid

Füüsilised tõrjemeetodid hõlmavad mitmeid erinevaid lähenemisi. Näiteks veekogude kuivendamine, muutes elupaigad võõrliikidele ebasobivaks ja tõkete konstrueerimine leviku piiramiseks. On täheldatud, et kuivendamine ning elupaikade muutmise ei ole kõige efektiivsemad tõrjemeetodid, kuid aitavad vähendada populatsioonide arvukust. (Stebbing *et al.* 2014)

Kalatiik, mis oli vähkide poolt asustatud, kuivendati nende hävitamise eesmärgil. Ala jäeti kuivama ning mõne aja pärast täideti uuesti veega. Selgus, et isendid, kes olid ellu jäänud, kaevusid urgudesse ning ilmusid järgmisel aastal taas välja. (Holdrich, Reeve 1991 ref Stebbing *et al.* 2014)

Teadustöös Chucholl *et al.* (2021) kasutati vähikatku kandvate signaalvähkide tõkestamiseks füüsilisi barjääre (joonis 7). Bottwari ojas asunud kolm truupi modifitseeriti tõketeks. Torud vooderdati siledade metalllehtedega. Varasemad uuringud on näidanud, et vähid ei suuda vastuvoolu liikuda, kui voolukiirus on üle 0,65 m/s. Uurimistöö tõestas, et kirjeldatav meetod oli efektiivne signaalvähkide tõrjel. Täheldati, et põliseid vähiliike katsealalt enam ei leitud ehk nad oli suutelised takistusest mööda pääsema ning mujale rändama. (Frings *et al.* 2013; Krieg *et al.* 2021 ref Chucholl *et al.* 2021)



Joonis 7. Füüsilise tõrjemeetodi eesmärgil modifitseeritud truup (Chucholl *et al.* 2021).

1.5.3. Mehaanilised tõrjemeetodid

Mehaaniline tõrje koosneb mitmetest erinevatest meetoditest. Kasutatakse vähilõkse ehk püüniseid, vähivõrke, elektripüügivahendeid või käsitsi eemaldamist. Püünistest kasutatakse Euroopas kõige laialdasemalt silindrikujulist Rootsi tüüpi vähimõrda. (Fjälling 1995 ref Stebbing *et al.* 2014) Arvatakse, et domineerivate isaste eemaldamine veekogudest vähendab noortele isenditele langevat survet, soosides suuremate populatsioonide teket. (Skurdal, Qvenild 1986 ref Gherardi *et al.* 2011). Väikesed isased võivad lõksudesse siseneda juhul, kui see on suuremtaest isenditest tühi (Peay, Hiley 2001 ref Stebbing *et al.* 2014). Püüniseid annaks efektiivsemaks muuta, kui sihtmärgiks mitteolevatel isenditel oleks neisse keerulisem siseneda. Samuti on lõksudest pääsemise osakaal üsna suur (40%). (Gherardi *et al.* 2011)

Elektripüügivahendeid kasutades antakse elektrilöök erinevatele organismidele. Selle tulemusena muutuvad isendid mõnda aega liikumatuks (Stebbing *et al.* 2014). Stucki (2018) tehtud katses vähid elektrilöögi tõttu ei surnud (Stucki 2018 ref Krieg *et al.* 2020). Elektripüügivahendite efektiivsuse kohta vähkide püügil on vähe infot (Stebbing *et al.* 2014).

1.5.4. Biotsiidsed tõrjemeetodid

Biotsiidid on kemikaalid, mida kasutatakse invasiivsete liikide tõrjumiseks. Antud meetodit kasutakse tihti koos mehaaniliste või füüsiliste tõrjevahenditega. Negatiivseks küljeks on võimalik mõju ülejäänud keskkonnale, eriti suurematel kasutusaladel. Puuduvad ka liigispetsiifilised kemikaalid. (Gherardi *et al.* 2011)

Siiski on olemas biotsiide, mis omavad õigetes doosides kasutamise korral tunduvalt väiksemat keskkonnamõju. Mõningatel juhtudel võib biotsiidi kasutamine olla ainuke kiiresti rakendatav lahendus, et piirata võõrliikide levikut. Tihti on kohalik kogukond biotsiidide kasutamise vastu. (Simberloff 2009; Williams 1997 ref Gherardi *et al.* 2011. Laboritingimustes saavutatud minimaalne kogus 100%-lise suremuse saavutamiseks võib looduslikes oludes olla palju suurem (Peay *et al.* 2019).

Biotsiidide mõju invasiivsetele vähkidele käsitlevas Lidova *et al.* (2019) teadustöös järeldati, et biotsiidid on äärmiselt toksilised võõrliikidele. Kemikaalidena kasutati väikeste kogustena tsüpermetriini ning deltametriini. Tsüpermetriini puhul tõdeti mõju ka teistele organismidele, nagu näiteks magevee krevettidele ja kakandilistele. Deltametriini kasutades olid kõige rohkem mõjutatud putukad ning kõrgemad vähid. Märgitati, et antud lähenemine oleks efektiivne ning sobilik suletud veekogudes kasutamiseks. (Lidova *et al.* 2019)

1.5.5. Autotsiidsed tõrjemeetodid

Autotsiidse tõrjemeetodi alla liigituvad feromoonide ehk bioaktiivsete ainete kasutamine ning kastreeritud isaste asustamine. Isased isendid muudetakse radioaktiivse kiirgusega viljatuks, mis tekitab geneetilisi kõrvalekaldeid ning paaritumisel on tulemuseks eluvõimetud järglased. Autotsiidne lähenemine on olnud mitmeid kordi efektiivne erinevate kahjurliikide vastu. (Stebbing *et al.* 2014)

Teadustöös Manfrin *et al.* (2021) tehti katse kasutades punast soovähki. Järeldati, et kastreeritud isaste asustamine toimib, aga juhul, kui paaritumishooaeg kestab vähem kui neli kuud. Pikema kestvuse korral tuleks isastele poole perioodi pealt uuesti kiiritamise protseduur teostada. (Manfrin *et al.* 2021)

Isaste kastreerimine võib oluliselt parandada mehaanilise eemaldamise mõju, säilitades samal ajal populatsioonide dünaamilisuse (Stebbing *et al.* 2014).

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Katsetingimused

Katsed viidi läbi Eesti Maaülikooli veterinaarmeditsiini ja loomakasvatuse instituudi vesiviljeluse õppetooli laboris. Ettevalmistustöödega alustati 22.02.2023. Kolm katses kasutatavat ühe kuupmeetri suurust plastikust konteinerit täideti AS Tartu Veevärgist pärineva veega, veetaseme kõrguseks oli 35 cm. Kõik mahutid olid pealt lahtised ning pimendatud seintega, esimene ja teine musta värvi ning kolmas valge. Viimane neist kaeti väljastpoolt ümberringi tumeda kilega, et vältida üleliigse valguse sattumist basseini. Valgusrežiim oli looduslik. Vee puhastamiseks, ringluse tagamiseks ning aereerimiseks ühendati iga konteineri kohta üks korduvveekasutuse süsteemiga väline filter. Esimeses ja teises konteineris kasutati kahte „Claron 03 UV“ välisfiltrit, võimsusega 55 W ning kolmandas konteineris „SunSun HW-5000“ välisfiltrit, võimsusega 40 W. Basseinid valmistati ette nädal aega enne angerjate saabumist, et ühtlustada veetemperatuur ning hapnikusisaldus neile sobivamaks.

Katses kasutatud 30 angerjat toodi Viiratsi Angerjafarmist 01.03.2023. Ennem nende saabumist vähendati iga konteineri veetaset 10 cm võrra. Kalade saabudes lasti kõigepealt nende transpordiks kasutatavast mahutist umbes sada liitrit kõikidesse basseinidesse, et ühtlustada veetemperatuure. Igasse basseini paigutati kümme angerjat, keskmise kaaluga 400 g. Optimaalseks veetaseme kõrguseks kujunes katse lõpus keskmiselt 35 cm igas basseinis.

Uurimistöö käigus põgenes konteineritest viis angerjat. Neist kolm olid avastamise hetkel elus ning asetati tagasi mahutitesse, kaks aga surid. Põgenemiste vältimiseks vähendati mitmel korral veetaset, kuid ainsaks lahenduseks olid siiski konteinerite peale asetatud plastikust ja metallist võrgud (joonis 8). Peale seda angerjad rohkem ei põgenenud. Katete paigaldamist ei rakendatud koheselt seetõttu, et angerjate söömuse jälgimisel vältida katete liigutamise kaasneda võivat stressi.

Katses kasutatud angerjad, signaalvähid ning marmorvähid kaaluti ja mõõdeti enne konteineritesse paigutamist ning ellu jäänud isendite puhul ka katse lõpus peale basseinidest eemaldamist. Ennem signaalvähkide paigutamist mahutitesse, registreeriti viie isendi puhul ühe sõra puudumine.



Joonis 8. Katses kasutatud kolm konteinerit (Foto: Raigo Nagel).

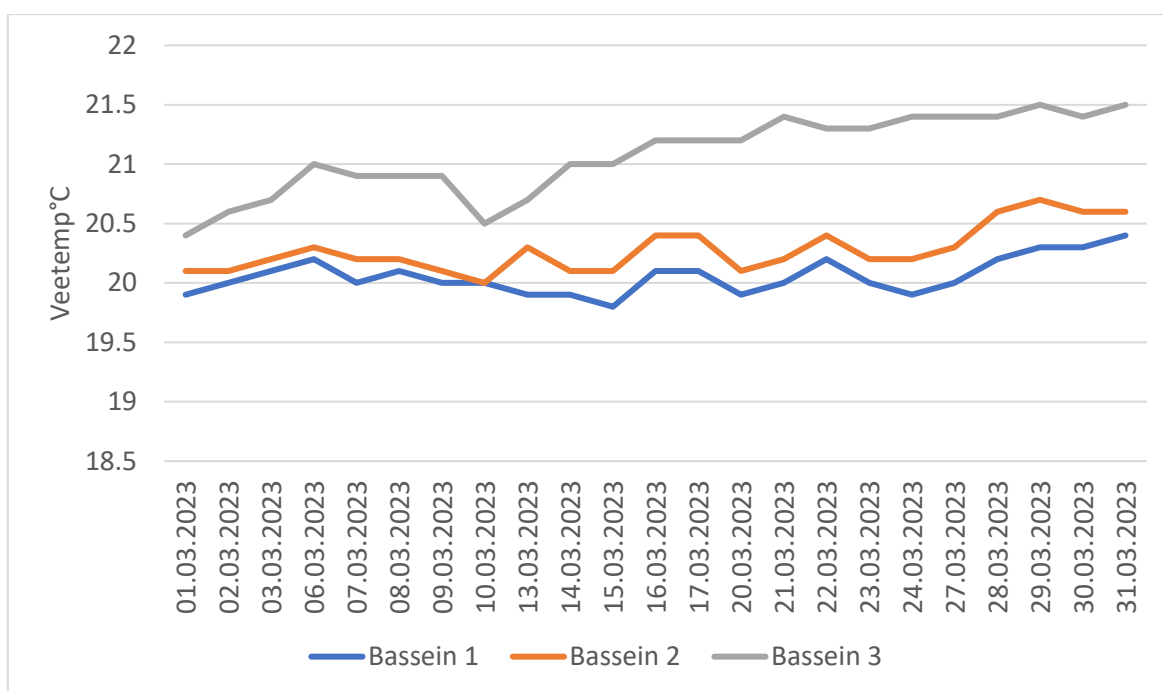
2.2. Veeparameetrite jälgimine

Viis korda nädalas, argipäevadel, registreeriti järgmised veeparameetrid: veetemperatuur, hapnikusisaldus (mg/l) ning hapnikuküllastus (%). Veeparameetrite keskmiste näitajate poolest erines kolmas bassein kõige rohkem (tabel 4). Katse käigus ilmnes vajadus paigaldada kolmandasse konteinerisse madala hapnikusisalduse tõttu lisaaeraator.

Esimese ja teise konteineri temperatuuride näitajad olid küllaltki sarnased (joonis 9). Kõige rohkem erinesid kolmanda basseini temperatuurid.

Tabel 4. Kolme basseini veeparameetrite keskmised näitajad

Veeparameeter	Bassein 1	Bassein 2	Bassein 3
Veetemp°C	20,05±0,15 °C	20,27±0,19 °C	21,07±0,33 °C
O2 mg/l	8,68±0,13 mg/l	8,61±0,15 mg/l	8,35±0,74 mg/l
O2 %	95,63±1,45 O2 %	95,66±2,17 O2 %	93,70±8,4 O2 %

**Joonis 9.** Kõikide basseinide temperatuurid katseperioodi vältel 01.03.-31.03.2023.

2.3. Angerjate söötmine

Kahel esimesel kohanemise päeval angerjaid ei söödetud. 03.03.2023 lisati isu tekitamise eesmärgil igasse basseini ~1 g spetsiaalset angerja graanulsööta Alltech Coppens „Extreme“ 2,0 mm. Graanulsööta anti kahel perioodil, kokku kümme söödakorda iga konteineri kohta. Esimene periood koosnes kolmest söötmise korrast ning kestis kuni elussööda katseni. Teise perioodi moodustasid seitse söödakorda, mis toimusid katsete lõpufaasi vältel, perioodil 20.03.2023 kuni 28.03.23 (v.a 25.03 ja 26.03). Sellist meetodit kasutades üritati tekitada angerjates suurem isu enne viimast elussööda lisamist.

Invasiivsete vähkide söötmist angerjatele alustati 08.03.2023. Euroopa angerja potentsiaali uurimiseks vähi võõrliikide tõrjena kasutati elussöödana signaalvähki ning marmorvähki. Signaalvähke kasutati katses kokku 30 tükki, millest kuus olid emased. Antud isendid kategoriseeriti kolme suurusklassi järgi (tabel 5). Kõige rohkem oli isendeid keskmises suurusklassis (tabel 5). Igasse konteinerisse paigutati kokku kümme signaalvähki. Kõik kolm suurusklassi olid esindatud igas basseinis (tabel 6). Marmorvähkide koguseks oli kokku 23 isendit. Esimesse basseini asetati kuus marmorvähki keskmiste mõõtudega 6,68 g ja 35-40 mm, teise basseini samuti kuus tükki, keskmiste mõõtudega 8,25 g ja 35-40 mm. Kolmandasse konteinerisse lisati viis marmorvähki keskmiste mõõtudega 3,95 g ja 30 mm ning hiljem kuus isendit keskmiste mõõtudega 7,85 g ja 35-40 mm. Kõikidesse basseinidesse lisati signaalvähke kokku kolmel erineval korral, marmorvähki aga esimesse ja teise konteinerisse ühel korral, kolmandasse kahel korral (tabel 7).

Tabel 5. Signaalvähkide kategoriseerimine suurusklasside alusel lähtudes täispikkusest ning suurusklasside osakaalud

Suurusklass	Väärtus	Suurusklassi osakaal
Väike	<70 mm	20% (6 tk)
Keskmine	70-83 mm	46,7% (14 tk)
Suur	>83 mm	33,3% (10 tk)

Tabel 6. Signaalvähkide suurusklasside osakaalud igas basseinis

Suurusklass	Osakaal		
	Bassein 1	Bassein 2	Bassein 3
Väike	20% (2 tk)	30% (3 tk)	10% (1 tk)
Keskmine	30% (3 tk)	30% (3 tk)	80% (8 tk)
Suur	50% (5 tk)	40% (4 tk)	10% (1 tk)

Tabel 7. Signaalvähist ning marmorvähist koosnevate söödakordade kogused ning kuupäevad

Kuupäev	Bassein 1	Bassein 2	Bassein 3
08.03.23	Signaalvähk- 5 tk	Signaalvähk- 5 tk	Signaalvähk- 5 tk
13.03.23	Signaalvähk- 5 tk	Signaalvähk- 5 tk	Signaalvähk- 5 tk
16.03.23	-	-	Marmorvähk- 5 tk
29.03.23	Marmorvähk- 6 tk	Marmorvähk- 6 tk	Marmorvähk- 6 tk

Angerjate söömust jälgiti viis korda nädalas, argipäeviti. Visuaalsed tähelepanekud registreeriti põhiliselt kolmandas katsemahutis, kus oli heledate seinte tõttu põhi nähtav. Tumedates basseinides oli söömust visuaalsel vaatlusel raske hinnata. Lisaks vähkide arvule konteineris, märgiti ära ka vähkide vigastatud kehaosad ning täheldused angerjate käitumises. Muutused vähkide arvukuses ning nende seisukordades esimeses ja teises mahutis dokumenteeriti katse lõpus peale isendite eemaldamist basseinidest.

2.4. Angerjate lahkamine

Katse praktiline osa lõppes angerjate lahkamisega 31.03.2023, mille tulemusel sai angerjate vähkidest toitumist hinnata läbi seedetrakti. Autopsial analüüsiti 28 angerja seedetrakt, lähtudes viimasest söötmise korrast. Lahkamine oli vajalik, et arvestada võimaliku vähkide liigisisese kannibalismiga.

3. TULEMUSED

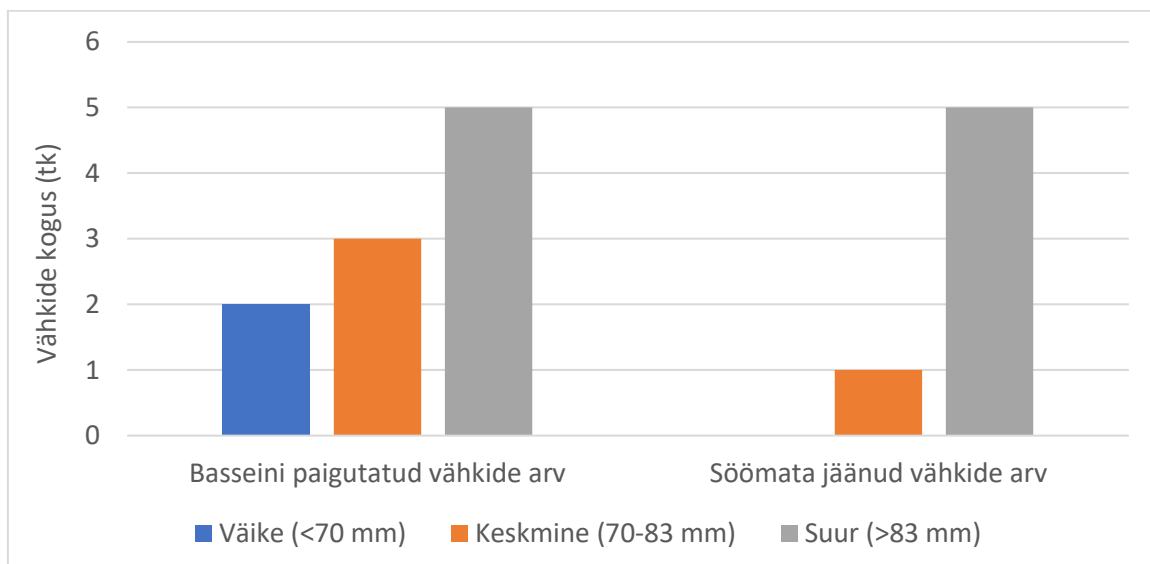
3.1. Angerjate toitumine võõrvähkidest visuaalsel vaatlusel

3.1.1. Bassein 1

Esimeses basseinis oli katse alguses antud kümnest signaalvähist söömata kuus ja kadunud neli (40%) (joonis 10). Suure suurusklassi (>83 mm) vähkidest olid katse lõpuks kõik elus, keskmises suurusklassis (70-83 mm) jäi ellu aga üks isend. Kadunud olid kõik väikeses suurusklassis olevad vähid (<70 mm) (joonis 13). Katse lõpuks alles jäänud vähkidest oli üks isane kaotanud ühe sõra. Teistel vähkidel puuduvaid jäsemeid katse lõpus ei täheldatud.

Marmorvähkidest olid katse lõpuks kadunud kõik isendid (100%). Kuuest söödaks antud marmorvähist polnud katse lõpuks alles ühtegi (joonis 13).

Eksperimendi lõpus täheldati basseini põhjas mitu vigastatud ning eraldatud vähi kehaosa: üks lakaosa, kaks sõrga ning üks pea.



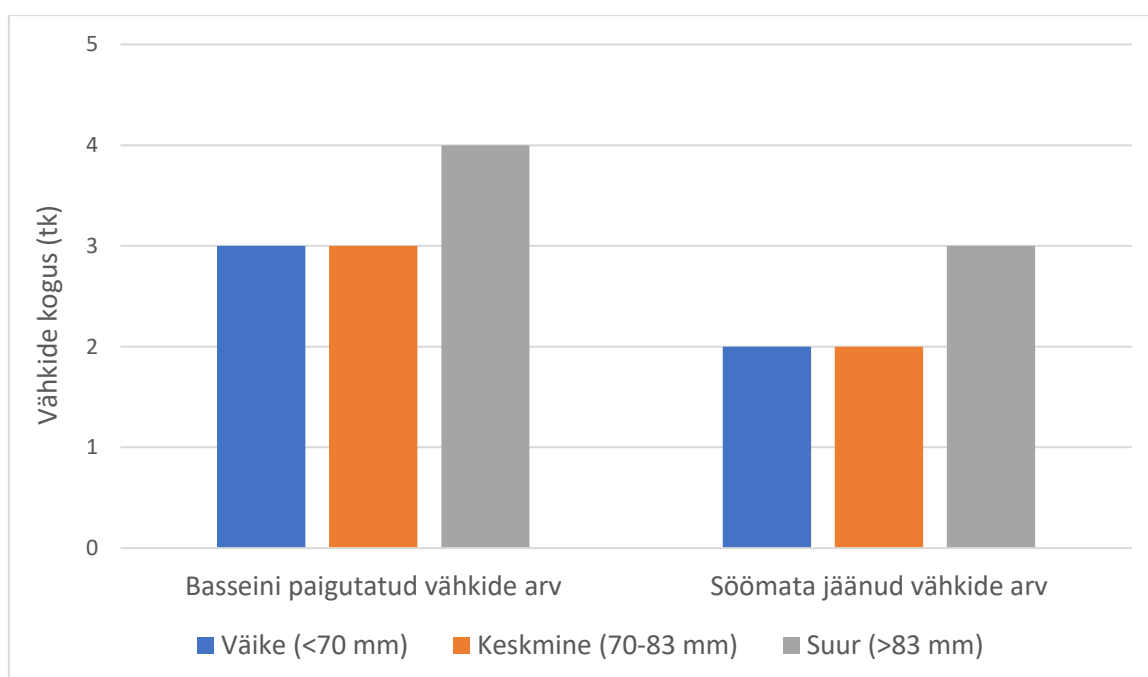
Joonis 10. Esimesse basseini paigutatud signaalvähkide arv ning alles jäänud signaalvähkide arv suurusklasside kaupa.

3.1.2. Bassein 2

Teises basseinis oli katse lõpuks söömata seitse ja kadunud kolm signaalvähki (30%) kümnest, üks igast suurusklassist (joonis 11). Väikseim kadu oli suuremate (>83 mm) vähkide seas (25%) (joonis 13).

Marmorvähkidest olid katse lõpuks kadunud 67% (joonis 13). Kuuest söödaks antud marmorvähkidest oli alles kaks.

Katse lõppedes avastati konteineri põhjast viis sõrajuppi.



Joonis 11. Teise basseini paigutatud signaalvähkide arv ning alles jäänud signaalvähkide arv suurusklasside kaupa.

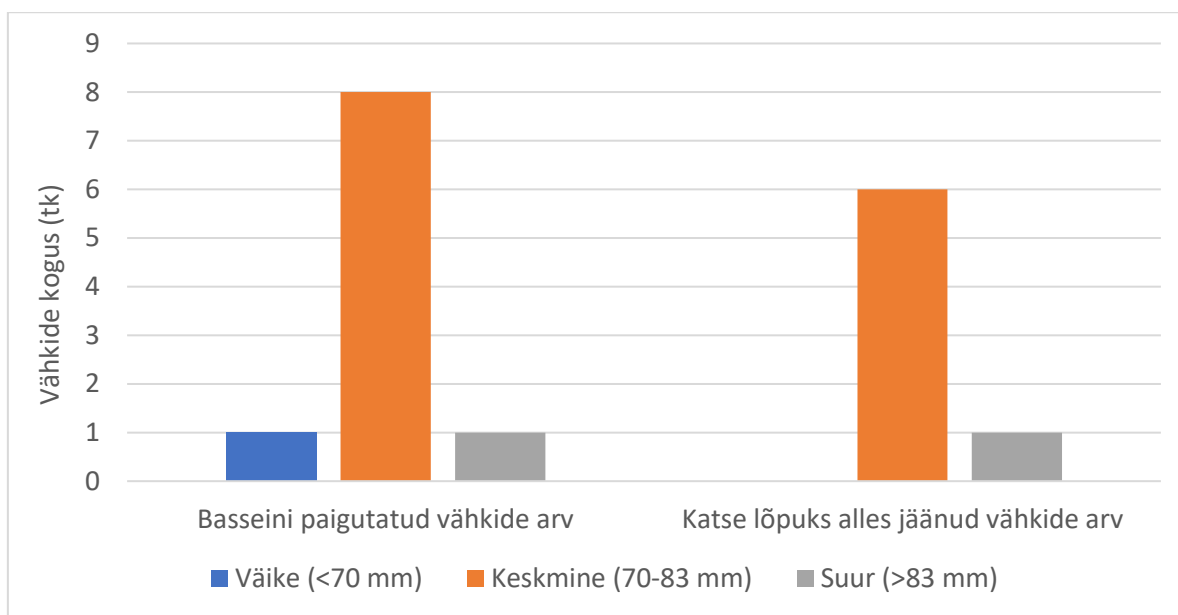
3.1.3. Bassein 3

Kolmanda basseini heledate seinte tõttu sai angerjate söömust jälgida igapäevaselt. Alles jäi seitse vähki, millest kuus olid keskmises suurusklassis (70-83 mm) ning üks suures suurusklassis (>83 mm) (joonis 12). Kolm signaalvähki (30%) surid katse jooksul, neist kahel täheldati tugevaid vigastusi, kellest ühel oli muljutud koorik ja teisest jäi alles peosa koos ühe sõra ning osalise karapaksiga. Visuaalsel vaatlusel märgati ka signaalvähi

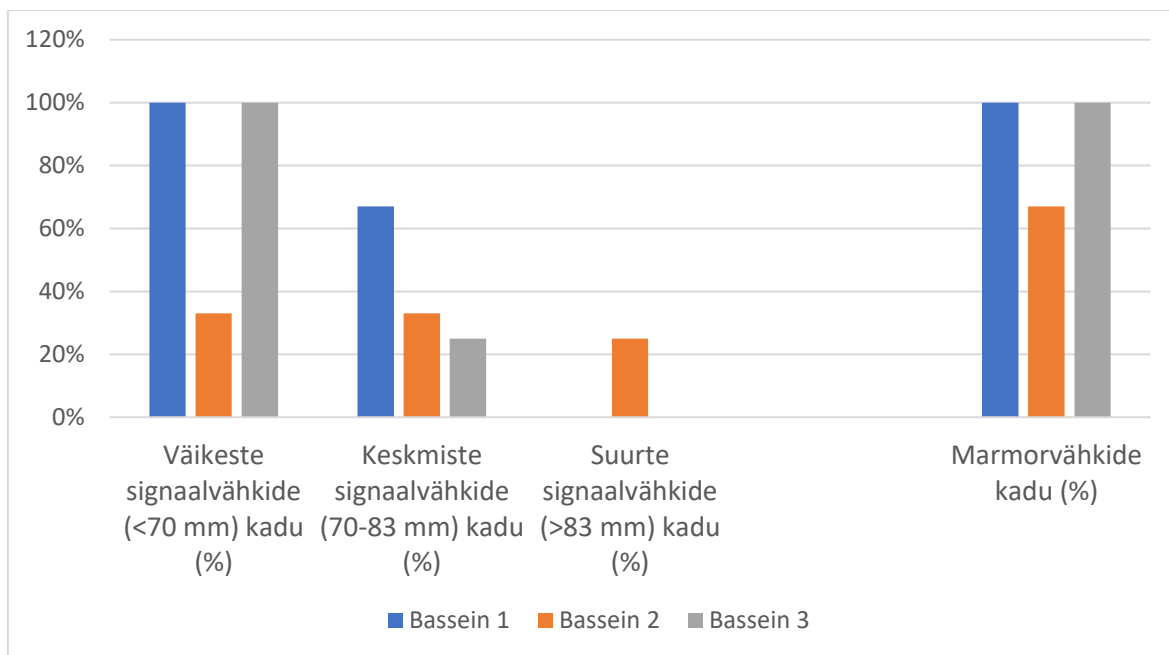
ründamist angerjate poolt, kuid ära poldud neid tervenisti söödud, surnud vähid eemaldati katsest. Suure suurusklassi (>83 mm) kadu oli 0% (joonis 13). Katse signaalvähkidega kestis ajaliselt vähem kui 1. ja 2. basseinis, kuna visuaalsel vaatlusel jõuti järeldusele, et angerjad ei tunne signaalvähkidest toitumise vastu huvi. Sellest tulenevalt otsustati katse keskpaigas (16.03.2023) signaalvähid asendada tunduvalt väiksemate marmorvähkidega. Kolmas bassein oli ainus, kus ei eksisteerinud signaalvähid ja marmorvähid katse vältel koos.

Söödaks antud marmorvähkidest olid katse lõpuks kadunud kõik 11 tükki (100%) (joonis 13).

Esimestel nädalatel olid angerjad inspekteerimise ajal pigem liikumatud, kuid katse kolmandal nädalal (alates 22.03.2023) muutusid kalad oluliselt aktiivsemaks. 29.03.2023 kui paigutati igasse basseini veel täiendavalt marmorvähke, täheldati angerjate intensiivsemat liikumist ja suuremat stressi. Võrreldes teiste basseinidega, olid kolmanda konteineri angerjad värvuse poolest tunduvalt heledamad.



Joonis 12. Kolmandasse basseini paigutatud signaalvähkide arv ning katse lõpuks alles jäänud signaalvähkide arv suurusklasside kaupa.



Joonis 13. Signaalvähkide kadu suurusklasside kaupa ning marmorvähkide kadu katsebasseinides.

3.2. Angerjate toitumine võõrvähkidest lahkamise tulemusel

Veendumaks kindlamalt angerjate söömuses võõrvähkidest, otsustati 29.03.2023 lisada igasse basseini täiendavalt kuus marmorvähki ning ~48 tunni möödudes angerjad lahata. Esimese ja teise basseini angerjate seedetraktist marmorvähkide säilmeid ei leitud, kuigi marmorvähid olid esimesest basseinist 100% kadunud ja teisest basseinist 67%.

Kolmanda basseini kaladel leiti kolmel seedetraktist marmorvähkide jäänused: marmorvähi sõrg ja kaks jalga; must seeditud marmorvähk; marmorvähi lakaosa (joonis 14).

Marmorvähke sisaldanud angerjate kaalud olid järgmised: 163 g, 214 g ja 383 g.



Joonis 14. Angerjate seedetraktidest leitud marmorvähkide säilmed (Fotod: Katrin Kaldre).

4. ARUTELU

Läbi viidud katse näitas, et angerjate huvi signaalvähkidest toitumise suhtes oli väike, eriti kolmandas basseinis, kuna katse alguses anti angerjatele söödaks suuremaid vähke. Katse teises pooles antud väiksemate marmorvähkide kadu oli aga suurem, mis kinnitab alla 70 mm suuruste vähkide sobivust angerjate toidulaual ning angerjate kasutamise potentsiaali väiksemate vähkide tõrjes. Sealhulgas võib angerjate toidulauale sattuda ka suguküpseid vähke, kuna signaalvähid saavutavad suguküpsuse kahe kuni kolme aasta vanuselt, mõõtudega 6-9 cm (Abrahamsson 1971 ref Kozák *et al.* 2015). Suguküpsete isendite tõrje aitab vähendada vähipopulatsiooni arvukust. Uuringus Hein *et al.* (2006) kasutati roostevähi tõrjumiseks röövkalasid koos püünistega. Leiti, et see oli hea kombinatsioon, sest karnivoorsed kalad aeglustasid vähkide kasvutempot ning püünised eemaldasid kõrgeima sigimisväärtusega vähid (Hein *et al.* 2006). Sellest tulenevalt võib soovitada antud meetodi kasutamist ka teiste vähi võõrliikide vastu. Tiralongo *et al.* (2021) uurimistöo kohaselt, kus kasutati invasiivse krabilise leviku piiramiseks mudilast, järeldati, et kiskjate puudumine võib soodustada invasiivsete isendite asustustiheduse tõusu.

Signaalvähkide kaoks dokumenteeriti 33,3%, 30-st isendist olid kümme katse lõpuks kadunud. Neist kõige rohkem (66,7%) väikeses suurusklassis (<70 mm), keskmises 35,7% (70-83 mm) ning suures 10% (>83 mm). Suurusklasside osakaalud üleüldisest kaost olid järgmised: väikestel vähkidel 40%, keskmistel vähkidel 50% ja suurte vähkidel 10%. Küll aga tuleb meeles pidada, et keskmises suurusklassis oli kaheksa isendit rohkem (133,3%) kui väiksemas. Esimeses (40%) ja teises (30%) basseinis oli märgatav signaalvähkide kadu, kuid on võimalus, et seda võis põhjustada ka vähkide liigisisene kisklus. Siiski oli teises konteineris kadunud ka üks suure suurusklassi esindaja, mis võis olla teistele sarnaste mõõtudega isenditele toitumiseks liiga suur. Sellest lähtudes võib oletada, et antud isend sattus angerjate ohvriks. Kolmandas basseinis oli angerjate huvi vähkide vastu tunduvalt väiksem. Suri kolm signaalvähki, keda ei oldud ära söödud ning nad korjati konteinerist välja. Neist ühel leiti koorikult muljumise jäljed, mis viitab pigem angerjate rünnakule kui kannibalismile. Teisel vähil oli säilinud ainult peaosa koos ühe sõra ning tugevalt vigastatud karapaksiga, ka see võib olla kalade tekitatud. Kui Aquiloni *et al.* (2010) uuringus langesid kiskluse ohvriks suurimad vähid just kestumise perioodil, sest siis olid koorikud pehmemad,

siis käesolevas katses vähkide kestumisi ei täheldatud. Liiga lühikese eksperimendi toimumise aja tõttu ei kestinud signaalvähid ning olid seeläbi ilmselt vähem haavatavamad. Musseau *et al.* (2014) uuringus kasutati efektiivselt punase soovähi tõrjeks samuti angerjaid, kelle kiskluse ohvriks langesid igas suuruses vähid. Eksperiment leidis aset looduslikus keskkonnas ning mitmete aastate jooksul. Lisaks kirjeldatud erinevustele mainitud uuringute ning käesoleva uurimistöö vahel, oli veel teisigi erisuguseid faktoreid, mis võisid mõjutada tulemusi.

Kalade vähene huvi signaalvähkide vastu võis tuleneda ka antud katse liiga lühikesest aklimatiseerumise perioodist. Käesolevas töös oli selleks üks nädal, kuid näiteks eelpool mainitud Aquiloni *et al.* (2010) läbi viidud katses kasutati edukalt punase soovähi tõrjeks angerjaid, kelle katse-eelne kohanemise aeg kestis kolm nädalat ning katse ise toimus mitme kuu vältel. Seda arvestades võinuks antud katses pikendada angerjate aklimatiseerumise aega, ennem elussööda kasutamist. Aquiloni *et al.* (2010) uuringus toideti angerjaid kohanemise perioodil surnud vähkidega, mis aitas eeldatavasti kaladel paremini adapteeruda ning istu tõsta. Antud meetodit oleks võinud paremate tulemuste saavutamiseks ka käesolevas uurimistöös kasutada.

Mainitud lühikene aklimatiseerumise periood ja terve katse vähene kestusaeg võisid olla seotud angerjate ebapiisava toitumisharjumuste arenemisega. Angerjatel kujuneb peakuju kas kitsapealiseks või laiapealiseks. Seda tingib ümbritsev keskkond ning erinevate toitainete kättesaadavus. Väiksema sööda korral kujuneb noor kala kitsapealiseks, aga mõõtude poolest suurema toidu puhul laiapealiseks. (Mikelsaar 1984) Viimase puhul võib angerjas jahtida ka kuni 15 cm pikkuseid kalasid ja vähiliike (Abakumov *et al.* 1971). Arvestades jahitavate isendite mõõtmete seost limiteeriva angerja suuõõne suurusega (Aquiloni *et al.* 2010), kui ka toidu mõju toitumisharjumuste kujunemisel, võib järeldada, et käesoleva uurimistöö katses kasutatud varasemalt kalakasvanduses graanulsöödast toitunud angerjate jaoks, olid elussöödad liiga suured.

Angerjate huvi aga marmorvähkide vastu oli suurem kui signaalvähkide, mida saab järeldada marmorvähkide kaost katse lõpuks. 91,3%, ehk 23 isendist 21 olid katse lõpuks basseinidest kadunud, neist mõne jäänused leiti kolme angerja seedetraktidest, mis viitab otseselt angerjate poolt tulenevale kisklusele. Angerjate toitumist marmorvähkidest tõestab ka see, et kolmas konteiner oli ainus, kus ei eksisteerinud marmorvähid ja signaalvähid samal ajal koos. Viimane kirjeldatud fakt välistab signaalvähkide poolt tulenevat kannibalismi

väiksemate isendite vastu sealses basseinis. Marmorvähid võivad küll toituda ka üksteisest (Michigan Invasive Species Program 2020), kuid arvestades nende asustustihedust ja mõõtmeid, on ebatõenäoline nende liigisisese kannibalismi võimalus. Küll aga on potentsiaalne oht, et esimeses ja teises basseinis toitusid marmorvähkidest suuremad signaalvähid, sest antud juhul oli mõõtude erinevus vähemalt kahekordne. Marmorvähi säilmete puudumine esimese ja teise konteineri angerjate seedetraktidest võis tuleneda antud mahutite pimedamatest tingimustest. Angerjate öist toitumisrežiimi silmas pidades (Abakumov *et al.* 1971), võisid olla seal neile soodsamad olud, näiteks vähem stressi ja parem isu, mille tõttu kohanesid kalad kergemini kui heleda seintega basseinis ja see võis tingida esimese ja teise basseini angerjatel kiirema seedimise.

Basseinide veetemperatuurid esimeses ja teises basseinis olid katse vältel sarnased, kuid erinesid veidi kolmandast, kuigi basseinidesse asustatud katsealuste isendite arv oli sama. Kolmanda basseini madalam hapnikusisaldus, hapnikuküllastus ning kõrgem temperatuur võisid tuleneda sealsete angerjate aktiivsemast liikumisest. Temperatuuri suurem erinevus võrreldes teiste mahutitega leidis aset umbes siis, kui märgati muutusi angerjate käitumises. Üheks intensiivsema liikumise põhjuseks esimeses basseinis on ilmselt antud konteineri värvus. Arvestades asjaolu, et angerjad on öise režiimiga (Abakumov *et al.* 1971), võis basseinide heledate seinte tõttu langeda kaladele rohkem valgust, mis võis tekitada kalades suuremat stressi ja aktiivsemat liikumist.

Kuigi aklimatiseerumise aeg oleks võinud olla angerjatel pikem, käesolev katse siiski tõestab, et kasvanduses graanulsöödal kasvatatud ~400- grammised angerjad harjuvad toituma tehislikel tingimustel ka väiksematest vähkidest ja neid saab kasutada võõrliikide tõrjeks. Lahkamisel marmorvähki sisaldanud kolmest kalast kõige väiksem kaalus 163 g. See viitab asjaolule, et ka väiksemad angerjad on suutelised vähkidest toituma.

Arvestades antud uurimistöö tehislikke tingimusi, võib siiski oletada, et kalad tunneksid huvi vähi võõrliikide vastu ka looduslikus keskkonnas, sest Musseau *et al.* (2014) katses toitusid angerjad edukalt punasest soovähist just naturaalses oludes. Looduslikes tingimustes oleks soovitatav angerjad asustada suletud veesüsteemidesse, et vältida nende rändamist mujale. Samuti on introductseerimisel oluline analüüsida projektis kasutatava veekogu ökosüsteemi terviklikult, arvestamaks ohu võimalust mitte sihtmärgiks olevatele liikidele. (Stebbing *et al.* 2014)

KOKKUVÕTE

Kirjanduse andmetel on teada, et looduses üles kasvanud angerjad toituvad meelsasti vähkidest ning neid on kasutatud edukalt invasiivsete vähi võõrliikide tõrjel. Seni aga puudusid teadmised, kas kasvanduse tingimustes üles kasvanud ja kunstliku söödaga harjunud angerjad hakkavad samuti vähkidest toituma.

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks oli hinnata kasvanduse päritolu euroopa angerja (*Anguilla anguilla*) potentsiaali vähi võõrliikide - signaalvähi (*Pacifastacus leniusculus*) ning marmorvähi (*Procambarus virginalis*) tõrjes.

Katse tulemustes selgus, et signaalvähkidest langesid kiskluse ohvriks enim väikse ja keskmise suurusklassi isendid. Küll aga, oli signaalvähkide üleüldine kadu madal (33%), neist suurim oli klasside siseselt väikeses suurusklassis (<70 mm) (66,7%), millele järgnes keskmine suurusklass (70-83 mm) (35,7%) ning suur suurusklass (>83 mm) (10%). Seega suuremate signaalvähkide vastu angerjad huvi ei tundnud. Samuti oli oht kannibalismile, suuremad vähid võisid väiksemaid isendeid ka ise rünnata. Siiski kinnitasid visuaalsed vaatlused ühel korral signaalvähi vastu suunatud ründamist angerja poolt ning erinevaid vähkide kehaosasid ja vigastusi, mida on suutelised tekitama vaid katses kasutatud kalad.

Marmorvähid olid katse lõpuks 91,3% ulatuses kadunud. Lahkamine tõestas otseselt kolmandas basseinis kolme angerja toitumist marmorvähist, samuti oli visuaalsel vaatlusel kolmandast basseinist kõik marmorvähid (11 tükki) kadunud. Suure tõenäosusega langesid ka ülejäänud antud vähid sealsete angerjate ohvriks, sest antud basseinis ei viibinud marmorvähid ja signaalvähid koos. Ilmselt oli vähene leid autopsial tingitud teiste kalade suuremast isust ning kiiremast seedimisest. Esimeses ja teises konteineris võisid väiksemaid vähke rünnata ka signaalvähid.

Seega hüpotees, et graanulsöödal olnud kasvanduse angerjad harjuvad toituma ka vähist ja neid saab kasutada võõrliikide tõrjel, leidis kinnitust kõige rohkem alla 70mm pikkuste vähkide osas.

Antud uurimistöö põhjal saab soovitada ~400- grammiste angerjate asustamist väiksemate vähkide tõrjes. Siiski tuleb arvesse võtta, et antud katse viidi läbi tehislises tingimustes.

Tulevastes uuringutes võiksid olla väiksemad vähid või suuremad röövkalad. Samuti peaks aklimatiseerumise periood kaladel tunduvalt pikem olema, et oleks suurem intervall harjumiseks graanulsöödalt elussöödale üleminekul. Madalama stressitaseme tekitamiseks tuleks katse läbi viia ainult tumedates basseinides. Angerjate põgenemist aitaks vältida mingil määral kaetud konteinerite kasutamine. Küll aga peaksid need olema lihtsasti eemaldatavad, et vähendada ärritust kaladel. Soovitatav oleks ka märgatavalt pikem katse kestusaeg, et soosida vähkide kestumist, sest just sellel perioodil on suurimad vähid kõige rohkem haavatavamad. Asustamisel oleks sobilikum kinnise süsteemiga veekogu.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Abakumov, V. A., Andrijašev, A. P., Barsukov, V. V., Bekker, V. E., Beljanina, T. N., Iljin, M. N., Kaškina, A. A., Kožin, N. I., Lebedev, V. D., Lindberg, G. U., Makušok, V. M., Marti, J. J., Mednikov, B. M., Nejelov, A. V., Novikova, N. S., Ostroumova T. A., Parin, N. V., Rass, T. S., Rutenberg, J. P., Savvaitova, K. A., Serebrjakov, V. P., Soin, S. G., Spanovskaja, V. D., Subnikov, D. A. (1971). Loomade Elu- Kalad. 4. kd. 515 lk.
- * **Abrahamsson, S.** (1966). Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linné. *Oikos* 17 pp. 96-107. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Abrahamsson, S.A.A.** (1971). Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in isolated period. *Oikos* 22, pp. 373-380. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Ackerfors, H., Gydemo, R., Westin, L.** (1989). Growth and survival of juvenile crayfish *Astacus astacus* in relation to food and density. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Aldridge D.** (2011). Spinycheek crayfish, *Orconectes limosus*. GB Non-native species secretariat. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Aluma, M. O., Pukk, L., Hurt, M., Kaldre, K.** (2023). Distribution of non-indigenous crayfish species in Estonia and their threat to noble crayfish (*Astacus astacus* L.) populations. Tartu: Estonian University of Life Sciences.
- * **Andrews E.A.** (1907). The young of the crayfishes *Astacus* and *Cambarus*. Smithsonian Contribution to Knowledge, Part of Volume XXXV, No. 1718. Smithsonian Institution. Washington, USA, 79 p. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive

- Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., Gherardi, F.** (2010). Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*. Vol. 12, No. 11, 28 May 2010. Dordrecht: Springer Nature B.V. pp. 3817-3824.
- * **Blake, M.A., Hart, P.J.B.** (1995). The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshw Biol* 33, pp. 233–244. Viidatud: **Gherardi, F., Aquiloni, L., Die'guez-Uribeondo, J., Tricarico, E.** (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences*. Vol. 73, No 2, May 2011. *Sine loco*: Springer Basel AG. pp. 185-200.
- * **Bubb, D.H., Lucas, M.C., Thom, T.J.** (2004). Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49, pp. 357-368. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Buřič, M., Kozák, P., Kouba, A.** (2009). Movement patterns and ranging behaviour of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir tributary. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 174 pp. 329– 337. Viidatud: **Alekhovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Chucholl, C., Chucholl, F., Epp, L. S., Brinker.** (2021). Management of invasive, plague-carrying signal crayfish by physical exclusion barriers. Vol. 13, No. 1, 22 November 2019. *Invasivesnet: Management of Biological Invasions*. pp. 147-167.
- * **Dehus P., Dussling U., Hoffmann C.** (1999) Notes on the occurrence of the calico crayfish (*Orconectes immunis*) in Gemany. *Freshwater Crayfish* 12 pp 786–790. Viidatud: **Alekhovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- * **Dorn, N., Trexler, J.C.** (2007). Crayfish assemblage shifts in a large drought-prone wetland: the roles of hydrology and competition. *Freshwater Biology* 52 pp. 2399-2411. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Dorn, N.J., Volin, J.C.** (2009). Resistance of crayfish (*Procambarus* spp.) populations to wetland drying depends on species and substrate. *Journal of the North American Benthological Society* 28 pp. 766-777. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba,**

- A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Dyk, V.** (1977). Rak říční jako ukazatel čistoty vody [Noble crayfish as an indicator of water purity]. Památky a příroda 10 pp. 632-635, (in Czech). Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Faller, M., Maguire, I., Kloubučar, G.** (2006). Annual activity of the noble crayfish (*Astacus astacus*) in the Orłjava River (Croatia). Bulletin Fraçai de la Pêche et de la Pisciculture 383, pp. 23-39. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Fjälling, A.** (1995). Crayfish traps employed in Swedish fisheries. Freshwater Crayfish 8: 201–214. Viidatud: **Stebbing, P., Longshaw, M., Scott, A.** (2014). Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. Ethology Ecology and Evolution. Biology of invasive species. Vol. 26, No. 2-3, 24 April 2014. United Kingdom: Taylor & Francis. pp. 204-231.
- Flynn, C. O., Duffy, O.** (2013). Signal crayfish- *Pacifastacus leniusculus*. Version 1, November 2013. Invasive Alien Species in Ireland. The National Biodiversity Data Centre. [on-line] <https://species.biodiversityireland.ie/profile.php?taxonId=21754> (20.03.2023).
- * **Frings, R.M., Vaeßen, S.C.K., Groß, H., Roger, S., Schüttrumpf, H., Hollert, H.** (2013). A fish-passable barrier to stop the invasion of non-indigenous crayfish. Biological Conservation 159, pp. 521– 529. Viidatud: **Chucholl, C., Chucholl, F., Epp, L. S., Brinker.** (2021). Management of invasive, plague-carrying signal crayfish by physical exclusion barriers. Vol. 13, No. 1, 22 November 2019. Invasivesnet: Management of Biological Invasions. pp. 147-167.
- * **Frutiger, A., Müller, R.** (2002). Controlling unwanted *Procambarus clarkii* populations by fish predation. Freshw Crayfish 13 pp. 309–315. Viidetud: **Gherardi, F., Aquiloni, L., Die'guez-Uribeondo, J., Tricarico, E.** (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? Aquatic Sciences. Vol. 73, No 2, May 2011. *Sine loco*: Springer Basel AG. pp. 185-200.
- * **Füreder L., Edsman L., Holdich D.M., Kozák P., Machino Y., Pöckl M., Renai B., Reynolds J.D., Schulz H., Schulz R., Sint D., Taugbol T., Trouilhé M.C.** (2006). Indigenous crayfish habitat and threats. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- * **Gherardi, F., Acquistapace, P.** (2007). Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. Freshwater Biology 52, pp. 1249-1259. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A.,**

- Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Die'guez-Uribeondo, J., Tricarico, E.** (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? Aquatic Sciences. Vol. 73, No 2, May 2011. Springer Basel AG. pp. 185-200.
- Ginter, K., Gross, R., Järvalt, A., Kruusamägi, A., Paaver, T., Pääkk, P.** (2015). Kalakasvatus: perspektiivsed ligiid. Pärnu: Kalanduse teabekeskus. 143 lk.
- * **Govedič M.** (2017). First record of the spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in Slovenia—300 km upstream from its known distribution in the Drava River. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, (418), 7. Viidatud: **Alekhovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- * **Hager, J.** (1996). Edelkrebse: Biologie, Zucht, Bewirtschaftung, Leopold Stocker Verlag, Graz-Stuttgart, Germany. 128 p. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Hamr P.** (2002). *Orconectes*. Viidatud kahes allikas: **Alekhovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).; **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- Haubrock, P. J., Balzani, P., Criado, A., Inghilesi, A. F., Tricarico, E., Monteoliva, A. P.** (2019). Predicting the effects of reintroducing a native predator (European eel, *Anguilla anguilla*) into a freshwater community dominated by alien species using a multidisciplinary approach. Vol. 10, No. 1, 8 March 2019. Invasivesnet: Management of Biological Invasions. pp. 171-191.
- Hein, C. L., Roth, B. M., Ives, A. R., Zanden, M. J. V.** (2006). Fish predation and trapping for rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) control: a whole-lake experiment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 63, No. 2, 14 January 2006. Can J Fish Aquat Sci: NRC. pp. 383-393.
- * **Hendrix, A.N., Loftus, W.F.** (2000). Distribution and relative abundance of the crayfishes *Procambarus alleni* (Faxon) and *P. fallax* (Hagen) in southern Florida. Wetlands 20, pp. 194-199. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Henttonen P., Huner J.V.** (1999). The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. 10 lk. Viidatud: **Alekhovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS –

- Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- * **Hessen, D.O., Taugbøl, T., Fjeld, E., Skurdal, J.** (1987). Egg development and lifecycle timing in the Noble crayfish (*Astacus astacus*). *Aquaculture* 64, pp. 77-82. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
 - * **Hobbs, H.H., Jr.** (1981). The crayfishes of Georgia, *Smithsonian Contributions to Zoology* 318: viii + 549 p. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
 - * **Holdich D., Black J.** (2007). The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae] digs into the UK. *Aquatic Invasions* 2(1): 1–16. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
 - * **Holdich, D.M., Haffer, P., Noël, P., Carral, J., Füreder, L., Gherardi, F., Machino, Y., Madec, J., Pöckl, M., Šmietana, P., Taugbøl, T., Vigneux, E.** (2006). Species files. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
 - * **Holdich, D.M., Haffer, P., Noël, P.** (2006). Species files. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
 - * **Holdich, D.M., Lowery, R.S.** (1988). *Freshwater crayfish. Biology, management and exploitation*. Croom Helm, London. 498 p. Viidatud: **Jussila, J., Mannonen, A.** (2004). CRAYFISHERIES IN FINLAND, A SHORT OVERVIEW. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, No. 372-373, 11 June 2004. EDP Sciences. pp. 263-273.
 - * **Holdich, D.M., Reeve, I.D.** (1991). *Alien crayfish in the British Isles*. Swindon: Report for the Natural Environment Research Council. Viidatud: **Stebbing, P., Longshaw, M., Scott, A.** (2014). Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. *Ethology Ecology and Evolution. Biology of invasive species*. Vol. 26, No. 2-3, 24 April 2014. United Kingdom: Taylor & Francis. pp. 204-231.
 - * **Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset, C., Sibley, P.J.** (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 11, pp. 394-395. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z.,**

- Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Huner, J.V., Lindqvist, O.V.** (1986). A stunted crayfish *Astacus astacus* population in central Finland. Freshwater Crayfish 6 pp. 156-165. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- Hunt, T.** (2019). Eesti kalad. Tallinn: Varrak. 191 lk.
- Hurt, M., Kivistik, M.** (2022) Tegevuskava rakendamise jõevähi varude kasutamiseks ja kaitseks 2021. a. – Keskkonnaameti ja Eesti Maaülikooli teostatud projekti aruanne. 54 lk.
- Johnsen, S. I., Taugbøl, T.** (2010). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pacifastacus leniusculus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (10.03.2023).
- Jussila, J., Mannonen, A.** (2004). CRAYFISHERIES IN FINLAND, A SHORT OVERVIEW. Bull. Fr. Pêche Piscic, No. 372-373, 11 June 2004. EDP Sciences. pp 263-273.
- Kadakas, V., Turovski, A.** (2004). Kalade parasiidid ja silmaga märgatavad haiguslikud muutused. Eesti Vabariigi Põllumajandusministeerium. 108 lk.
- Kaldre, K., Paaver, T., Meženin, A.** (2012). MARBLED CRAYFISH (*Procambarus fallax f. virginialis*) RESISTANCE AND SURVIVAL RATES AT LOW (under 5oC) TEMPERATURES DURING WINTER PERIOD. August 2012. Conference: International Association of Astacology (IAA) 19th Symposium in Innsbruck. 2 p.
- * **Kanta, J.** (2007). Porování postembryonálního vývoje původních a nepůvodních druhů raků [Comparison of postembryonic development of native and non-native crayfish species]. M.Sc. thesis. University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic, 104 pp. (in Czech). Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Kawai, T., Nakata, K., Hamano, T.** (2002). Temporal changes of the density for two crayfish species, the native *Cambaroides japonicas* (De Haan) and the alien *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in natural habitats of Hokkaido, Japan. Freshwater Crayfish 13, pp. 198-206. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Kouba A., Petrusek A., Kozák P.** (2014). Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 413: 05. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet

- *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- * **Kozák P., Buřič M., Policar T., Hamáčková J., Lepičová A.** (2007). The effect of inter- and intra-specific competition on survival and growth rate of native juvenile noble crayfish *Astacus astacus* and alien spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus*. *Hydrobiologia* 590, pp. 85-94 . Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Kozák, P., Policar, T., Buřič, M., Kouba, A.** (2009). Základní morfologické znaky k rozlišení raků v ČR (2. Přepracované vydání)[Basic morphological characteristics distinguishing crayfish in the Czech Republic (2nd revised edition)]. *Edition of Methodologies (technological series), Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia, Vodňany, Czech republic*, no. 92, 27 pp. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Kozubíková E., Petrusek A., Ďuriš Z., Kozák P., Geiger S., Hoffmann R., Oidtmann B.** (2006). The crayfish plague in the Czech Republic – Review of recent suspect cases and a pilot detection study. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380–381 pp. 1313–1324. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Krieg, R., King, A., Zenker, A.** (2020). Measures to Control Invasive Crayfish Species in Switzerland: A Success Story? Vol. 8, No. 609129, 09 December 2020. *Frontiers in Environmental Science*. [on-line] <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.609129/full> (20.03.2023). pp. 1-9.
- * **Krieg, R., King, A., Zenker, A.** (2021). Barriers against invasive crayfish species in natural waters and fish passes - Practical experience. *Global Ecology and Conservation* 25: e01421. Viidatud: **Chucholl, C., Chucholl, F., Epp, L. S., Brinker.** (2021). Management of invasive, plague-carrying signal crayfish by physical exclusion barriers. Vol. 13, No. 1, 22 November 2019. *Invasivesnet: Management of Biological Invasions*. pp. 147-167.
- * **Krupauer, V.** (1982). *Raci [Crayfish]*. Czech Anglers Union, Pardubice, Czech Republic, 67 pp. (in Czech). Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.

- * **Lewis, S.D.** (2002). *Pacifastacus*, in Holdich D. M. (Ed.), *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Science, Oxford: pp. 511-540. Viidatud: **Johnsen, S. I., Taugbøl, T.** (2010). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pacifastacus leniusculus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line]] www.nobanis.org, (10.03.2023).
- Lidova, J., Buric, M., Kouba, A., Velisek, J.** (2019). Acute toxicity of two pyrethroid insecticides for five non-indigenous crayfish species in Europe. Vol. 64, No. 3, March 2019. *Veterinarni Medicina: VetMed*. pp. 125-133.
- Louette, G.** (2012). Use of a native predator for the control of an invasive amphibian. *Wildlife Research*. Vol. 39, No. 3, 23 April 2012. Research Institute for Nature and Forest, Brussels, Belgium: CSIRO Publishing. pp. 271-278.
- * **Lukhaup, C.** (2001). *Procambarus* sp. – Der Marmorkrebs. *Aquaristik aktuell* 7-8, pp. 49-51. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- Lyko, F.** (2017). The marbled crayfish (Decapoda: Cambaridae) represents an independent new species. Vol. 4363, No. 4, 13 December 2017. *Zootaxa: Magnolia Press*. pp. 544-552.
- * **Mackevičienė, G., Mickėnienė, L., Burba, A., Maeika, V.** (1999). Reproduction of noble crayfish *Astacus astacus* (L.) in semi-intensive culture. *Freshwater Crayfish* 12 pp. 462-470. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- Manfrin, C., Giglio, A., Pallavicini, L., Zampa, L., Vecchiet, L., Caputi, A., Chiandetti, C., Beorchia, A., Vidimari, R., Giulianini, P. G.** (2021). Medium-term feasibility of the management of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* with the sterile males release technique. Vol. 77, No. 5, 2 February 2021. Society of Chemical Industry. Wiley Online Library. [on-line] <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ps.6280> (24.03.2023). pp. 2494-2501.
- * **Martin, P., Dorn, N.J., Kawai, T., van der Heiden, C., Scholtz, G.** (2010). The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contributions to Zoology* 79 pp. 107-118. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- Michigan Invasive Species Program.** (2020). Invasive species: Marbled Crayfish (*Procambarus virginialis*). State of Michigan: Michigan Invasive Species Program. [on-line] <https://www.michigan.gov/invasives/id-report/crustaceans/marbled-crayfish> (15.03.2023).

- Mikelsaar, N.** (1984). Eesti NSV Kalad. Käsiraamat - määraja. Tallinn: Valgus. 432 lk.
- * **Momot W.T.** (1988). Orconectes in North America and elsewhere. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Musseau, C., Boulenger, C., Crivelli, A. J., Lebel, I., Pascal, M., Boulêtreau, S., Santoul, F.** (2014). Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. Vol. 60, No. 4, April 2015. United Kingdom: John Wiley & Sons, Inc. pp. 1-10.
- Nature Spot.** (2006). Signal Crayfish - *Pacifastacus leniusculus*. Recording the wildlife of Leicestershire and Rutland. [on-line] <https://www.naturespot.org.uk/species/signal-crayfish> (23.05.2023).
- Nhut, T. N., Mykles, D. L., Elizur, A., Ventura, T.** (2020). Ecdysis triggering hormone modulates molt behaviour in the redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus*, providing a mechanistic evidence for conserved function in molt regulation across Pancrustacea. General and Comparative Endocrinology. Vol. 298, No. 113556, 01 November 2020. Elsevier Inc. 11 p.
- Paaver, T., Kasesalu, J., Gross, R., Puhk, M., Tohver, T., Liiv, A., Aid, M.** (2006). Kalakasvatus ja kalade tervishoid. Eesti Maaülikool. Tartu: Halo. 191 lk.
- * **Peay, S., Hiley, P.D.** (2001). Eradication of alien crayfish. Phase II. Environment Agency Technical Report W1–037/TR1. Bristol: Environment Agency, 118 pp. Viidatud: **Stebbing, P., Longshaw, M., Scott, A.** (2014). Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. Ethology Ecology and Evolution. Biology of invasive species. Vol. 26, No. 2-3, 24 April 2014. United Kingdom: Taylor & Francis. pp. 204-231.
- Peay, S., Johnsen, S. I., Bean, C. W., Dunn, A. M., Sndodden, R., Edsman, L.** (2019). Biocide Treatment of Invasive Signal Crayfish: Successes, Failures and Lessons Learned. Vol. 11, No. 3, 26 February 2019. MDPI: Diversity. 26 p.
- * **Price J.O., Payne J.F.** (1984). Postembryonic to adult growth and development in the crayfish *Orconectes neglectus chaenodactylus* Williams, 1952 (Decapoda, Astacidea). Crustaceana 46, pp. 177–194. Viidetud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- * **Puky M., Schád P.** (2006). *Orconectes limosus* colonises new areas fast along the Danube in Hungary. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380– 381 pp 919–926. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).

- * **Pöckl, M., Holdich, D.M., Pennerstofer, J.** (2006). Identifying native and alien crayfish species in Europe. European Project CRAYNET. 47 p. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- Rakauskas, V., Virbickas, T., Stakėnas, S., Steponėnas, A.** (2019). The use of native piscivorous fishes for the eradication of the invasive Chinese Sleeper, *Perccottus glenii*. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. Vol. 420, No. 21, 02 April 2019. Laboratory of Fish Ecology, Vilnius: EDP Sciences. [on-line] https://www.kmae-journal.org/articles/kmae/full_html/2019/01/kmae190015/kmae190015.html (26.03.2023). 7 p.
- Sapsford, F.** (2015). Species of the Week: European Eel. 09 April 2015. Bermuda biology [on-line]. <https://bermudabiology.wordpress.com/2015/04/09/species-of-the-week-european-eel/> (29.03.2023)
- * **Savolainen, R., Westman, K., Pursiainen, M.** (1996). Fecundity of Finnish noble crayfish, *Astacus astacus* L., and signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in various natural habitats and in culture. Freshwater Crayfish 11, pp. 319-338. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Simberloff, D.** (2009). We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. Biol Invasions 11 pp. 149–157. Viidatud: **Gherardi, F., Aquiloni, L., Die'guez-Uribeondo, J., Tricarico, E.** (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? Aquatic Sciences. Vol. 73, No 2, May 2011. *Sine loco*: Springer Basel AG. pp. 185-200.
- * **Skurdal, J., Qvenild, T.** (1986). Growth, maturity and fecundity of *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, S. E. Norway. Freshw Crayfish 6 pp. 182–186. Viidatud: **Gherardi, F., Aquiloni, L., Die'guez-Uribeondo, J., Tricarico, E.** (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? Aquatic Sciences. Vol. 73, No 2, May 2011. *Sine loco*: Springer Basel AG. pp. 185-200.
- * **Skurdal, J., Qvenild, T.** (1986). Growth, maturity and fecundity of *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, SE Norway. Freshwater Crayfish 6 pp. 182-186. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Skurdal, J., Qvenild, T., Taugbøl, T., Garnas, E.** (1993). Long term study of exploitation, yield and stock structure of noble crayfish *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden. Freshwater Crayfish 9 pp. 118-133. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I.,**

- Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Skurdal, J., Taugbøl, T.** (1994). Do we need harvest regulations for European crayfish? Reviews in Fish Biology and Fisheries 4, pp. 461-485. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Skurdal, J., Taugbøl, T.** (2002). *Astacus*. In: Høldich, D.M. (Ed.). Biology of Freshwater Crayfish. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK. pp. 467-510. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Smith D.** (1981). Life history parameters of the crayfish *Orconectes limosus* (Raf.) in southern New England. Ohio Journal of Science 81, pp. 169–172. Viidatud: **Alekhovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- Stebbing, P., Longshaw, M., Scott, A.** (2014). Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. Ethology Ecology and Evolution. Biology of invasive species. Vol. 26, No. 2-3, 24 April 2014. United Kingdom: Taylor & Francis. pp. 204-231.
- * **Stucki, T.** (2018). Bekämpfung Amerikanischer Krebsarten im Kanton Aargau. Bot. Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg, 35, 33–40. Viidatud: **Krieg, R., King, A., Zenker, A.** (2020). Measures to Control Invasive Crayfish Species in Switzerland: A Success Story? Vol. 8, No. 609129, 09 December 2020. Frontiers in Environmental Science. [on-line] <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.609129/full> (20.03.2023). pp. 1-9.
- * **Svärdson, G.** (1995). The early history of signal crayfish introduction into Europe. Freshwater Crayfish 8, pp. 68-77. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Taylor, C.A., Schuster, G.A., Cooper, J.E., DiStefano, R.J., Eversole, A.G., Hamr, P., Hobbs, H.H., Robinson, H.W., Skelton, C.E., Thoma, R.F.** (2007). A reassessment of the conservation status of crayfishes of the United States and Canada after 10+ years of increased awareness. Fisheries 32, pp. 372-389. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.

- Tiralongo, F., Messina, G., Lombardo, B. M.** (2021). Invasive Species Control: Predation on the Alien Crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (*Malacostraca: Percnidae*) by the Rock Goby, *Gobius paganellus* Linnaeus, 1758 (*Actinopterygii: Gobiidae*). Journal of Marine Science and Engineering. Vol. 9, No. 393, 07 April 2021. Basel: MDPI. [on-line] <https://www.mdpi.com/2077-1312/9/4/393> (27.03.2023). 12 p.
- * **Trichkova T., Todorov M., Hubenov Z., Jurajda P.** (2015). First record of *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in Bulgaria. Esenias Tools. Viidatud: **Alekhnovich, A., Buřič, M.** (2017). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. [on-line] www.nobanis.org, (20.02.2023).
- * **Usio, N., Nakata, K., Kawai, T., Kitano, S.** (2007). Distribution and control status of the invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Japan. Japanese Journal of Limnology 68, pp. 471-482. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- Vaeßen, S., Hollert, H.** (2015). Impacts of the North American signalcrayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on European ecosystems. Vol. 27, No. 33, 09 december 2015. Environmental Sciences Europe. Open Access. 6 p.
- * **Vogt, G.** (2010). Suitability of the clonal marbled crayfish for biogerontological research: a review and perspective, with remarks on some further crustaceans. Biogerontology 11, pp. 643-669. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **Vogt, G., Tolley, L., Scholtz, G.** (2004). Life stages and reproductive components of the Marmorkrebs (marbled crayfish), the first parthenogenetic decapod crustacean. Journal of Morphology 261, pp. 286-211. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- Vojkovská, R., Horká, I., Ďuriš, Z.** (2014). The diet of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. Central European Journal of Biology. Vol. 9, No. 1, 2014. University of Ostrava, Faculty of Science: Open Life Sciences. pp. 58-69.
- * **Vozgirdaitė, L.** (1998). Fecundity of Lithuanian crayfish *Astacus astacus* and *Oronectes virilis* in various natural habitats. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Policar, T.** (2015). Crayfish Biology and Culture. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 p.
- * **West, R.J.** (2011). A review of signal crayfish trapping on the River Lark at Barton Mills, Suffolk, from 2001 to 2009. Suffolk UK: Lark Angling & Preservation Society. Viidatud: **Stebbing, P.,**

- Longshaw, M., Scott, A.** (2014). Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. *Ethology Ecology and Evolution. Biology of invasive species*. Vol. 26, No. 2-3, 24 April 2014. United Kingdom: Taylor & Francis. pp. 204-231.
- * **Westin, L., Gydemo, R.** (1986). Influence of light and temperature on reproduction and moulting frequency in the crayfish, *Astacus astacus*. *Aquaculture* 52 pp. 43-50. Viidatud: **Kozák, P., Ďuriš Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T.** (2015). *Crayfish Biology and Culture*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters University of South Bohemia. 456 pp.
- * **Westman, K.** (1991). The crayfish fishery in Finland—its past, present and future. *Finn Fish Res* 12, pp. 187–216. Viidatud: **Gherardi, F., Aquiloni, L., Die'guez-Uribeondo, J., Tricarico, E.** (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences*. Vol. 73, No 2, May 2011. *Sine loco*: Springer Basel AG. pp. 185-200.
- * **Westman, K., Sutela, J., Kitti, J., Sumari, O.** (1973). Rapuruton esiintymisaluet Suomessa vuosina 1893-1972 (English abstract). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. Viidatud: **Jussila, J., Mannonen, A.** (2004). CRAYFISHERIES IN FINLAND, A SHORT OVERVIEW. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, No. 372-373, 11 June 2004. EDP Sciences. pp 263-273.
- * **Williams, T.** (1997). Killer weeds. *Audubon* 99, pp. 24–31. Viidatud: **Gherardi, F., Aquiloni, L., Die'guez-Uribeondo, J., Tricarico, E.** (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences*. Vol. 73, No 2, May 2011. *Sine loco*: Springer Basel AG. pp. 185-200.

LISA

Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Mina, Raigo Nagel,

Sünniaeg 08.12.1995,

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda koostatud lõputöö: „Euroopa angerja (*Anguilla anguilla*) potentsiaal vähi võõrliikide tõrjes“, mille juhendaja on Katrin Kaldre, PhD,

1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,

1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja

1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor (Allkirjastatud digitaalselt)

(*allkiri*)

Tartu, 25.05.2023

(*kuupäev*)

Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

Katrin Kaldre, (Allkirjastatud digitaalselt)

(*juhendaja nimi ja allkiri*)

25.05.2023

(*kuupäev*)