

Tartu Ülikool
Bioloogia – geograafia teaduskond
Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituut
Erizooloogia õppetool

Egle Vulla

Pruunkaru (*Ursus arctos*) toitumine ja sügisene elupaigakasutus Eestis

Magistritöö zooloogias

Juhendaja: Harri Valdmann, MSc

Tartu 2006

Sisukord

Sissejuhatus.....	3
Kirjanduse ülevaade.....	5
1. Pruunkaru toitumine Euroopas.....	5
2. Pruunkaru kodupiirkonna suurus ja seda mõjutavad tegurid.....	11
Materjal ja meetodid	13
1. Uurimisala	13
2. Ekskrementanalüüs.....	15
3. Maosisuste analüüs.....	17
4. Raadiokaelustamine ja -monitooring.....	18
5. Andmetöötlus ja –analüüs.....	20
Tulemused.....	23
1. Toitumine.....	23
1.1. Ekskrementanalüüs.....	23
1.1.1. Toidu koostis ja selle sesoonsed muutused.....	24
1.1.2. Antropogeense toidu osakaal.....	28
1.2. Maosisuste analüüs.....	30
1.3. Kvalitatiivne analüüs.....	31
2. Sügisene elupaigakasutus.....	32
Arutelu.....	34
1. Toitumine.....	34
1.1. Antropogeense toidu tähtsus.....	40
2. Sügisene elupaigakasutus.....	43
3. Populatsiooni majandamisega seotud probleematika.....	45
Kokkuvõte.....	48
Summary.....	50
Tänuõnad.....	52
Kasutatud kirjandus.....	53
Lisad.....	61
Lisa 1. Pruunkaru toiduobjektide mahuline osakaal kevadistes ekskrementides Euroopa erinevates piirkondades.....	61
Lisa 2. Pruunkaru toiduobjektide mahuline osakaal suvistes ekskrementides Euroopa erinevates piirkondades.....	62
Lisa 3. Pruunkaru toiduobjektide mahuline osakaal sügisestes ekskrementides Euroopa erinevates piirkondades.....	63
Lisa 4. Pruunkaru ekskrementidest ja maosisustest leitud taimed Eestis.....	64
Lisa 5. Pruunkaru ekskrementidest ja maosisustest leitud sipelgad Eestis.....	66

Sissejuhatus

Tänapäeval on aga raske leida inimtegevusest puutumatuid suurkiskjate populatsioonide püsimiseks vajaliku suurusega piirkondi, mistõttu loomade majandamist ja kaitset ei saa kavandada inimõjast tulenevaid tegureid arvestamata. Eesti karupopulatsioon on võrreldes teiste pruunkaru-populatsioonidega suhteliselt kõrge asustustihedusega hoolimata mosaiiksest maastikust suurel osal selle tuumik-alal, mistõttu inimtegevuse mõju on ilmselt üsna tugev.

Karude puhul on kahtlemata üheks olulisimaks ressursiks toit, kuna viljakus, mis on karudel üks madalamaid maismaa imetajate hulgas (Bunnell & Tait, 1980), on positiivses seoses toitumistingimustega (Hildebrand *et al.*, 1999). Inimtegevus võib põhjustada toiduressursside vähenemist ning alternatiivsete toiduobjektide puudmisel võib see põhjustada ka viljakuse vähenemist. Viljakuse vähenemisel tähendab aga kütitava populatsiooni puhul stabiilne küttimismaht tegelikult üleküttimist, seda enam, et karude arvukuse muutmise ning muutuste märkamise vaheline ajanihe on ligi 10 aastat (Swenson & Sandegren, 1996). Kuna karupopulatsioonide elujõulisus on karude suhteliselt madala viljakuse tõttu kergesti mõjutatav suremuse suurenemise kaudu (Sæther *et al.*, 1998), siis võib toitumistingimuste halvenemisest tuleneva viljakuse languse tagajärjel toimuv üleküttimine mõjuda populatsioonile hävitavalt.

Samas võib inimtegevus põhjustada toitumistingimuste paranemist, mistõttu karude asustustihedus kasvab nii viljakuse tõusu kui ka keskkonna kandevõime suurenemise tagajärjel. Sellisel juhul suureneb inimese ja karude konfliktide tõenäosus, kuna inimasustuste läheduses paiknevate toiduressursside kasutamine põhjustab inimeste omandi kahjustamist (Sagør *et al.*, 1997) ning karude inimpelglikkuse minetamist (Swenson, 1999). Sellised konfliktid aga kindlasti ei suurenda inimeste poolehoidu karude suhtes (Linnell *et al.*, 2002).

Kuna toidu hulk ja kvaliteet mõjutab karude elupaigakasutust (Nomura & Higashi, 2000) ja asustustihedust (Hildebrand *et al.*, 1999), siis on kodupiirkonna suurus ja erinevate isendite kodupiirkondade omavaheline kattuvus headeks elupaiga kvaliteeti

peegeldavateks näitajateks (McLoughlin *et al.*, 2000). Lisaks näitab looma kodupiirkonna ruumikasutus (UD - *utilization distribution*) erinevate ressursside, s.h. toidu, kasutamist ning jaotust kodupiirkonnas (Powell, 2000, Marzluff *et al.*, 2001). Omnivoorsete loomade puhul on toiduobjektide biomassi selgitamine looduses erinevate elupaikade ja toiduobjektide rohkuse ning asendatavuse tõttu väga keeruline. Seepärast on kodupiirkonna suurus ja kattuvus ning ruumikasutus omnivoorsete loomade puhul headeks toitumistingimuste indikaatoriteks.

Eestis on lubatud karude piirangutega küttimine kahjustuste piirkondades. Samas on karu puhul sageli ebatõenäoline, et küttides tabatakse just probleemne isend (Linnell *et al.*, 1999), samuti on küttimine võrreldes saadaval oleva antropogeense toidu hulgaga vähemtähtsaks teguriks karude inimpelglikuse põhjustamisel (Swenson, 1999) ja seega konfliktide ennetamisel. Eelnevast lähtudes on selge, et kohaliku karupopulatsiooni eduka majandamise ja kaitse eesmärgil on teadmised karu toitumisest oluliseks eelduseks mõistmaks nii karude elupaiganõudlusi ja –kasutust kui ka antropogeense toidu kasutamisest tulenevate võimalike konfliktide teravust ja välditavust (Litvaitis, 2000). Kuna senine arusaam karude toitumisest Eestis põhineb peamiselt üksikutel tähelepanekutel (Kaal 1969; 1980) ning andmed kodupiirkonna suuruse ja –kasutuse kohta puuduvad, siis sellised põgusad tähelepanekud ei ole kindlasti piisavaks aluseks siinse pruunkaru populatsiooni majandamisel.

Eelnevast lähtuvalt on käesoleva töö eesmärkideks:

- 1) selgitada karude toidu kvantitatiivne koostis ja selle sesoonsed muutused;
- 2) leida antropogeense toidu tähtsus karude toidus Eestis;
- 3) selgitada karude toidu kvalitatiivne koostis;
- 4) saada esimesed andmed karude sügisese kodupiirkonna suuruse ja elupaigakasutuse kohta Eestis raadiotelemeetrilisel meetodil.

Kirjanduse ülevaade

1. Pruunkaru toitumine Euroopas

Karu arvukus on Euroopas viimastel aastakümnetel tõusnud suuresti soodsa avaliku arvamuse ning seadusandluse tõttu. See on seadnud uued nõudmised teadmistele karule vajalikest tingimustest. Selles valguses on viimastel aastakümnetel erinevates piirkondades läbi viidud ka mitmeid toitumisalaseid uuringuid.

Erinevate uurimuste võrdlemisel tuleb arvestada metoodikast tulenevate takistustega. Nimelt on vanemates töödes karu toitumisest enamasti ära toodud olulisemate liikide nimestik toidu koostises ning erinevate toiduobjektide mahuline osakaal ekskrementides või toiduobjekti esinemissagedus (nt. Slobodjan, 1993). Esinemissagedusel põhinevad tööd ei anna aga häid võimalusi erinevate alade karude toitumise võrdlemiseks, kuna paljud sagedased toiduobjektid võivad esineda karu toidus väikestes kogustes ning olla seega tegelikult karu toiduna vähetahtsal kohal, mistõttu arusaam karu toitumisest võib olla ebakorrekne. Mõnedes töödes on kasutatud ka indekseid, mis ei ole eelduseks olevate tööde keerukuse (nt. eeldavad erinevate ekskrementis olevate toiduobjektide kuivkaalumist (Berducou *et al.*, 1983)) või muude asjaolude tõttu laialdast kasutust leidnud. Selliste indeksite kasutamine võib anda küll üsna hea ülevaate karude toitumisest vaadeldaval alal, kuid võrdluseks teiste aladega pakub kesiseid võimalusi.

Uuemates töödes (nt. Johansen, 1997, Dahle *et al.*, 1998, Große, 1999, Persson *et al.*, 2001) on kasutusele võetud Hewitt & Robbins'i (1996) poolt väljatöötatud korrektsiooni-koefitsiendid, mis võimaldavad leida hinnangulisi näitajaid, mis seavad toiduobjektid tähtsuse järjekorda kõrvaldades probleemid, mis tulenevad erinevate toiduobjektide erinevast seeduvusest. Selline metoodika on leidnud üleüldise heakskiidu ning seda on kasutatud ka käesolevas töös. Paraku on viimasel aastakümnel tehtud tööde materjal pärit suhteliselt kitsalt alalt: Skandinaaviast ja Sloveeniast ning seega puuduvad sellised head andmed neist aladest erinevate keskkonnatingimustega piirkondade kohta.

Ülevaade pruunkarude toidu kvantitatiivsest ja kvalitatiivsest koostisest liigi levila erinevates osades on ära toodud Vulla (2003) töös ning Euroopa osa lühikeseks kokkuvõtteks on tabelid 1 ja 2 ning lisad 1-3. Nende põhjal võib väita, et karude toitumine erineb piirkonniti üsna palju. Selle põhjuseks on asjaolu, et lisaks loomade füsioloogiale (Welch *et al.*, 1997, Rode & Robbins, 2000, Rode *et al.*, 2001) sõltub karude toitumine ka toiduobjektide levikust ja fenoloogiast, antropogeensest mõjust (Fedriani *et al.*, 2001) ning toiduobjektide kättesaadavuse muutumisest aja jooksul (Beckmann & Berger, 2003).

Seega oleks arvestades karude füsioloogilisi nõudmisi ning toiduobjektide levikut ja fenoloogiat võimalik ennustada piirkonna karude toitumist erinevatel aastaaegadel, kuid antropogeenne mõju võib muuta eeldatavat karude toitumismustrit oluliselt (Pažetnov, 1993, White *et al.*, 1999). Samuti ei pruugi biomassi poolest sage toiduobjekt olla karudele kättesaadav: näiteks on vabalt karjatatavad lambad karudele oluliselt saadavamaks toiduobjektiks kui tarastatud karjamaadel peetavad lambad (Quenette, 2002), olgugi et lammaste arvukus alal võib olla sama. Eelnevast lähtudes on selge, et teiste piirkondade uurimuste põhjal on võimatu väita midagi kindlat kohalike karude toitumisharjumuste ja –tingimuste kohta.

Karude toitumisharjumused põhjustavad mõningais piirkondades üsna teravaid konflikte kohalike inimeste ja karude vahel. Teravaimad konfliktid on kahtlemata sellised, kus karu tekitab vara omanikule olulist majandusliku kahju. Sagedaseimad taolised olukorrad on koduloomade murdmine. Näiteks moodustab Rumeenias murtud lammastest põhjustatud kahju keskmiselt 8% (458\$) ühele lambakarjale tehtavatest kulutustest, neist lammastest 36% on langenud karu saagiks (Mertens & Promberger, 2001). Norras murdis väidetavalt iga karu 1995.a. lammaste karjatamisperioodil keskmiselt 55 lammast (Dahle *et al.*, 1998). Samas tuleb arvestada asjaoluga, et enamasti neis piirkondades, kus sellised konfliktid esinevad, on karu arvukus alles hiljuti taastunud ning seetõttu pole harjutud karja (samuti ka mesilate) kaitsmiseks vajalikke meetodeid (Linnell *et al.*, 1996) rakendada.

Tabel 1

Erinevate Euroopa piirkondade põhiliste toiduobjektide mahuline (FV) ja energeetiline (EDEC) osakaal karu toidus erinevatel toitumisperioodidel.

Piirkond	periood	kaheidu- lehelised		kõrrelised		puuviljad		marjad		teraviljad		pähklid/ tõrud		putukad		imetajad	
		FV	EDEC	FV	EDEC	FV	EDEC	FV	EDEC	FV	EDEC	FV	EDEC	FV	EDEC	FV	EDEC
Rootsi ^{a,b}	Kevad	2-5	1	26	6			5-8	2-7					7-19	13-46	15-37	38-80
	Suvi	12-78	4-32	1-29	0-5			1-4	1-3					10-17	33-36	5-15	25-55
	Sügis	2-18	0-7	2	0,5			74-84	75-80					3-4	8-10	3	12
Norra ^{a,c}	Kevad	0-8	0-1	7-8	0-1			4-19	2-6					2-10	2-15	52	80-90
	Suvi	3-49	0,5-3	2-20	0-2			2-14	1-6					6	4-7	32-37	70-93
	Sügis	1-25	0-4	1-10	0-2			42-63	20-49					5-7	10	10-14	37-66
Hispaania ^d	Kevad	83						<1				2		5		10	
	Suvi	41						22						20		13	
	Sügis	11						16				61		1		11	
	Talv	32						12				50		<1		6	
Jugoslaavia ^e	Aasta	12		6		28		3		12		37		2		21	
Poola ^{*,f}	Kevad			7				1		26		57		<1		6	
	Sügis	7						<1		26		30		<1		15	
Ukraina ^{@g}	Kevad	14						13				13		4		39	
	Suvi	23						42		4				19		7	
	Sügis	7						39		2		16		4		29	
Sloveenia ^h	Kevad	63		21						5				1		3	
	Suvi	17		5						35				23		6	
	Sügis	17		11		36		1		26		1		3		1	
	Talv	12		3						22						63	

a- Dahle et al., 1998; b- Johansen, 1997; c- Persson et al., 2001; d- Clevenger et al., 1992; e- Cienjak et al., 1987; f- Frackowiak & Gula, 1992; g- Slobodjan, 1993; h- Große, 1999; * - kuivkaaluline osakaal, @ - esinemissagedus ekskrementides

Tabel 2

Olulisemad taime-ja loomaliigid pruunkarude toidus Euroopa erinevates piirkondades.

Piirkond	Liik
Skandinaavia ^{a,b,c,d,e}	Harilik pohl (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>) Mustikas (<i>V. myrtillus</i>) Põhja-kukemari (<i>Empetrum hermaphroditum</i>) Rabamurakas (<i>Rubus chaemamorus</i>) Vaarikas (<i>R. idaeus</i>) Pihlakas (<i>Sorbus aucuparia</i>) Harilik jõhvikas (<i>Oxycoccus palustris</i>) <i>Cicerbita alpina</i> Heinputk (<i>Angelica sp.</i>) Ahtalehine põdrakanep (<i>Epilobium angustifolium</i>) Villohakas (<i>Cirsium heterophyllum</i>) Paju (<i>Salix sp.</i>) Hiid-hobusipelgas (<i>Camponotus herculeanus</i>) Laanekuklane (<i>Formica aquilonia</i>) Palukuklane (<i>F. polycтена</i>) Põder (<i>Alces alces</i>) Põhjapõder (<i>Rangifer tarandus</i>) Lammas (<i>Ovis aries</i>)
Ida-Euroopa ^{f,g,h,i,j,k,l}	Harilik kikkaputk (<i>Angelica archangelica</i>) Harilik heinputk (<i>A. sylvestris</i>) Harilik naat (<i>Aegopodium podagraria</i>) Katkujuur (<i>Petasites officinalis</i>) Ahtalehine põdrakanep Harilik saluhein (<i>Millium effusum</i>) Terav kroonohakas (<i>Onopodium acanthium</i>) Mustikas Vaarikas Must sõstar (<i>Ribes nigrum</i>) Punane sõstar (<i>R. rubrum</i>) Metsmaasikas (<i>Fragaria vesca</i>) Magus kirsipuu (<i>Cerasium avium</i>) <i>Pirrus communis</i> Harilik kaer (<i>Avena sativa</i>) Mais (<i>Zea mays</i>) Riis (<i>Oryza sativa</i>) Harilik tamm (<i>Quercus robur</i>) Harilik pohl Pihlakas Mustikas Harilik jõhvikas Harilik kukemari (<i>Empetrum nigrum</i>)

Tabel 2 järg

	Põldmurakas (<i>Rubus caesius</i>) Metsõunapuu (<i>Malus sylvestris</i>) Salukuklane (<i>Formica pratensis</i>) Metsakuklane (<i>F. rufa</i>) Palukuklane Mullamurelane (<i>Lasius niger</i>) Niidumurelane (<i>L. flavus</i>) Puumurelane (<i>L. fuliginosus</i>) <i>Camponotus saxatilis</i> Põder Metssiga (<i>Sus scrofa</i>) Kits (<i>Capra sp.</i>) Punahirv (<i>Cervus elaphus</i>) Metskits (<i>Capreolus capreolus</i>)
Lääne- ja Lõuna-Euroopa ^{m,n,o,p}	Võnk-kastevars (<i>Deshampsia flexuosa</i>) Tähniline aarum (<i>Arum maculatum</i>) Valge ristik (<i>Trifolium repens</i>) Magus kirsipuu Vaarikas Metsõunapuu Harilik ploomipuu (<i>Prunus domestica</i>) Harilik kaer Mais Mustikas Harilik pöök (<i>Fagus sylvatica</i>) Sarapuu (<i>Corylus avellana</i>) Murelased (<i>Lasius sp.</i>) Kuklased (<i>Formica sp.</i>) Hobusipelgad (<i>Camponotus sp.</i>) Punahirv Metskits Koduveis (<i>Bos taurus</i>) Lammas

a- Dahle *et al.*, 1998; b – Elgmork & Kaasa, 1992; c – Johansen, 1997; d – Persson *et al.*, 2001; e – Swenson *et al.*, 1999; f – Frackowiak & Gula, 1992; g – Kudatkin & Tšestín, 1993; h – Lavov, 1993; i – Loskutov *et al.*, 1993; j – Pažetnov, 1990; k – Slobodjan, 1993; l – Vaisfeld, 1993; m – Berducou *et al.*, 1983; n – Cicnjak *et al.*, 1987; o – Clevenger *et al.*, 1992; p – Große, 1999

Eesti alal elavate karude toitumisharjumuste ja –tingimuste kohta pole teada kuigi palju: seni ainus karude toitumist Eestis puudutav töö pärineb 1960-ndate aastate lõpust (Kaal, 1969). Tollal kasutati looduses toitumisjälgede visuaalse vaatluse meetodit ning samuti koguti andmeid metsavalvetöötajate, jahimeeste ja teiste inimeste tähelepanekute kohta, saades sel viisil loetelu sagedamini tarbitavatest taimsetest toiduobjektidest. Lisaks on ära mainitud aastatel 1965-1968 toimunud teadaolevad toitumisega seotud konfliktsituatsioonid

Tänaseks on loomulikult sellised andmed vananenud kuna mitmekümne aasta jooksul on Eestis toimunud suured muutused nii maakasutuses ja metsade struktuuris kui ka karude arvukuses. Seetõttu võivad tänapäevased põhilised karu toiduobjektid olla erinevad tollasest, samuti võib antropogeense toidu kasutamine olla suurenenud seoses karude arvukuse kasvuga. Kuna tollases uuringus saadud andmed peegeldavad põhiliselt erinevate liikide kasutamissagedust mitte mahulist või energeetilist osakaalus ning küsitluse teel saadud andmed (nt. konfliktide esinemise kohta) ei peegelda üldist karude toitumist, siis ei ole saadud andmed ka piisavalt täpsed võimaldamaks korrektsete järelduste tegemist.

2. Kodupiirkonna suurus ja seda mõjutavad tegurid

Kodupiirkond on ala, mida loom kasutab oma normaalseks elutegevuseks (toitumiseks, paaritumiseks, järglaste kasvatamiseks jmt.) (Burt, 1943). Kodupiirkonna suurust mõjutavad tegurid võib jaotada bioloogilisteks/looduslikeks ning meetoodilisteks. Viimased tulenevad kodupiirkonna arvutamise meetodite eripärasustest. Kodupiirkonna suuruse ja ruumikasutuse arvutamise erinevaid meetodeid on käsitlenud näiteks Powell (2000) ja Kernohan *et al.* (2001). Võimaldamaks erinevate uurimuste võrdlemisel meetoodikast tulenevate vigade vältimist, antakse enamasti ka minimaalse kumera hulknurga (MCP – *minimum convex polygon*) meetodil arvutatud kodupiirkonna suurus hoolimata sellest, millist meetodit on lisaks nimetatule veel kasutatud.

Teised kodupiirkonna suurust mõjutavad tegurid tulenevad kas liigi bioloogiast või keskkonnatingimustest. Nii võib kodupiirkonna suurust ja elupaigakasutust mõjutada populatsiooni tihedus (Dahle & Swenson, 2003a), isendi sugu (Koehler & Pierce, 2003), isendi reproduktiivne staatus (Dahle & Swenson, 2003a, McLoughlin *et al.*, 2002), biotoopide mitmekesisus (Lucherini & Lovari, 1996), taimeistik (Koehler & Pierce, 2003), aastaaeg (Kauhala *et al.*, 2006, Dahle & Swenson, 2003b) ja inimõju (Prange *et al.*, 2004). Keskkonnatingimused mõjutavad kodupiirkonna suurust peamiselt toitumise kaudu ning kuigi inimõju puhul võiks lisaks toitumistingimuste paranemisest tulenevale kodupiirkonna suuruse vähenemisele eeldada ka häirimisest tulenevalt kodupiirkonna suurenemist, on sel puhul leitud pigem käitumuslikke muutuseid (aktiivsuse nihkumine öisele ajale, aktiivsuseperioodi lühenemine jmt.) (Beckmann & Berger, 2003)

Karude kodupiirkondade suurused erinevatel aladel on toodud tabelis 3. Isaste karude kodupiirkond on enamasti vähemalt kaks korda suurem emaste kodupiirkonna suurusest, eriti on selline erinevus märgatav kevadel ja suvel (Huber & Roth, 1993, Dahle & Swenson, 2003b). Emaste karude kodupiirkonna suurus oleneb suuresti nende reproduktiivsest staatusest, olles indlevatel emastel karudel kuni 5 korda suurem mitteindlevate emaste kodupiirkonnast (Björvall *et al.*, 1990) ning jooksupärgne kodupiirkond on mitteindlevate emaste hulgas väikseim sama aasta poegade emastel

(Dahle & Swenson, 2003a). Tabelist 3 järeldub, et pruunkarude kodupiirkonna suurus oleneb ka populatsiooni geograafilisest asukohast, mis omakorda on ilmselt tingitud elupaiga produktiivsuse erinevustest (Dahle & Swenson, 2003a).

Tabel 3

Kodupiirkondade suurused erinevates pruunkarupopulatsioonides.

Piirkond	Kodupiirkonna suurus (km ²)	Allikas
Horvaatia	58 (♀)-128(♂)	Huber & Roth, 1993
Hispaania	39(sügis/talv)-1272(jooksuaeg)	Clevenger <i>et al.</i> , 1990
Skandinaavia	235(♀)-1000 (♂)	Dahle & Swenson, 2003a
Jaapan*	28-39 (♀)	Mano, 1994
Yellowhead Ecosystem, Alberta, Kanada	536(♀)-1293(♂)	Nielsen <i>et al.</i> , 2002
Alaska, USA	628(♀)	Collins <i>et al.</i> , 2005
Yellowstone, USA	884 (♀) - 3757(♂)	Blanchard & Knight, 1991

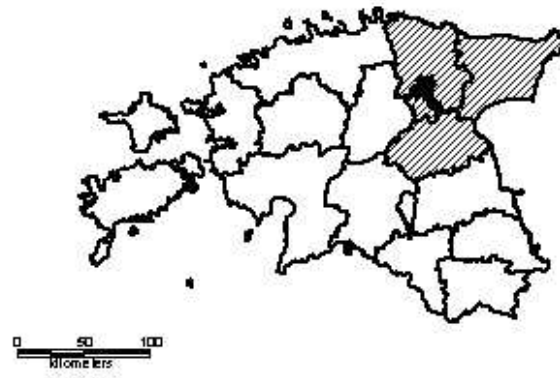
* - isaseid ei jälgitud aastaringselt, kuid nende kodupiirkond oli suurem kui emastel

Karude sügisene liikumine on seotud eelkõige valmistumisega taliuinakuks ning seoses sellega on sel perioodil põhiliseks liikumisaktiivsust määravaks teguriks taliuinakuks tarvilike nahaaluste rasvavarude kogumiseks vajaliku toidu kontsentreeritus alal (Friebe *et al.*, 2001). Lisaks toidule mõjutab sel perioodil karude liikumisaktiivsust ka karu sugu ning talvitumiseni jäänud aeg: paar nädalat enne taliuinakusse jäämist väheneb karude liikumismäär nii emaste kui isaste karude puhul, kuid isaste keskmine liikumisdistsants on suurem kui emastel (Friebe *et al.*, 2001, Manchi & Swenson, 2005).

Materjal ja meetodid

1.Uurimisala

Kõik ekskrementid koguti kohaliku karupopulatsiooni tuumikalalt: Jõgevamaalt, Lääne- ja Ida-Virumaalt (Valdmann et al., 2001) ning raadiotelemeetiline uuring viidi läbi Lääne-Virumaal, Avanduse ja Väike-Maarja vallas (joonis 1).



Joonis 1. Ekskrementide kogumisala (viirutatud) ning Väike-Maarja ja Avanduse vald (tähistatud mustaga).

Lumikatte kestus on piirkonnas ligikaudu 4 kuud (detsember – märtsi lõpp), sademeid on aastas keskmiselt 600 mm (Kaljumäe, 1996). Ala on suhteliselt lauge pinnamoega, esineb nii loodus- kui kultuurmaastike, kohati leidub suuri rabamassiive (pms. Ida-Virumaal). Metsasus on 48 – 70% (Eesti keskmine 48%), peamised puuliigid on mänd, kuusk, kask, hall lepp ja haab. Põllumajanduslikus kasutuses on veidi üle 10% maast (Eestis keskmiselt ligi 20%), Ida-Virumaal on see näitaja koguni alla 3% (Statistikaamet, 2004). Inimeste asustustihedus väljaspool linnasid on 6,8 (Ida-Virumaal) kuni 10,9 (Lääne-Virumaal) in/km² (Statistikaamet, 2001).

Raadiotelemeetrilise uuringu-ala põhiosa moodustab erineva vanuse ja suurusega kuuse-segametsa fragmente sisaldav põllumajandusmaastik. Ala piiritleb põhjast suur ja ühtlane metsamassiiv ning lõunaosas esineb rohkesti Pandivere kõrgustiku servaaladele iseloomulikke soid (Välisoo, Peetla raba, Avanduse soo, Võivere soo). Enamik majapidamisi on koondunud teede lähedusse, kuid mõned talud on ka hajusalt metsade

servis. Kohati esineb ka üksikuid asustamata majapidamisi. Suurimad läheduses paiknevad asulad on Simuna, Avispea ja Triigi (elanike arv 2000. a.-l vastavalt 478, 134 ja 294 inimest) (Statistikaamet, 2001).

Peamised potentsiaalsed saakloomad kogu uurimisalal on põder (arvukus 2003.a. Keskkonnaministeeriumi ametlikel andmetel 1950 is.), metssiga (2400 is.), metskits (4100 is.), punahirv (35 is.), väikekiskjad ning kobras (3600 is.). Aastaringselt varustavad jahimehed ka metsloomade (pms. metssigade) lisatoitmiseks rajatud söödakohti vilja jm. toiduga.

Karu arvukus 2003. aastal oli Eesti Keskkonnaministeeriumi (www.envir.ee) ametlike andmete põhjal Jõgevamaal, Ida- ja Lääne-Virumaal vastavalt 79, 132 ja 114 isendit, 2005. aastal aga vastavalt 40, 100 ja 105 isendit. Seoses Eesti liitumisega Euroopa Liiduga ei kuulu karu alates 2004. aastast EL-i loodusdirektiivi (92/43/EMÜ) II ja IV lisa liigina kütitavate ulukite nimekirja, kuid karu piirangutega küttimine on lubatud kahjustuste vältimise eesmärgil. Enne 2004. aastat kuulus pruunkaru ulukite nimekirja, kuid keelatud oli poegade emaste küttimine. Aastas küttitakse enamasti ligikaudu 20 isendit aastas.

2. Ekskrementanalüüs

Ekskrementid koguti projektis osalejate ja jahimeeste abil aastatel 2003-2004 välitööde, jahi ja teiste tegevuste käigus. Leitud ekskrementid varustati andmetega ekskrementi leidmise aja ja koha kohta ning säilitati edasisteks laboratoorseteks töödeks külmutatuna. Sessoonsete erinevuste selgitamiseks toidu koostises jagati karu toitumisperiood kolmeks: kevad (aprill-24.mai), suvi (25.mai-31.juuli) ja sügis (august-oktoober), põhiliste toiduobjektide kättesaadavuse muutumise põhjal. Suve algust tähistab ligikaudne aeg, mil looduslikud rohttaimed on muutunud kõikjal saadavaks, sügise algust tähistab aga marjade valmimine.

Kuna alati ei olnud teada ekskrementide leidmise täpne koht, ei olnud enamasti võimalik vältida võimalikku ühe karu poolt tarbitud teatud toiduobjekti ülehindamist. Ühel juhul, mille puhul võis eeldada ekskrementide leidmist väikeselt alalt looduses väheesineva toiduobjekti suure sisalduse tõttu ekskrementides, kasutati siiski Dahle *et al.* (1998) kirjeldatud metoodikat vältimaks ühe karu eelistustest tulenevat võimalikku toiduobjekti ülehindamist. Metoodika järgi kaasatakse ekskrementanalüüsi kõik ühest kohast leitud ekskrementid kui neid on vähem kui 6; kui leitakse 6-7 ekskrementi, siis analüüsides kasutatakse 5 juhuslikku ekskrementi; 8-10 ekskrementi leidmisel kaasatakse analüüsidesse neist 6 juhuslikku ekskrementi; üle 10 ekskrementi esinemisel ühes kohas, kasutatakse 7 ekskrementi.

Ekskrementide kogumine korjuste ja söödakohtade juurest võib mõjutada tulemusi andes ülehinnangu liha osakaalule karu toidus. Kuna alati ei olnud teada ekskrementi kogumise täpne koht (kas koguti korjuse/söödakoha juurest või mitte), siis ei olnud võimalik võrrelda korjuste ja söödakohtade juurest leitud ekskrementide koostist mujalt leitud ekskrementide koostisega. Persson *et al.* (2001) ei leidnud erinevatest kohtadest leitud ekskremeente võrreldes mingeid olulisi erinevusi ekskrementide koostises. Seetõttu eeldati ka käesolevas töös, et korjuste ja söödakohtade juurest kogutud ekskrementid ei mõjuta tulemusi.

Laboratoorsetel analüüsidel kasutati Hamer & Herrero (1987) kirjeldatud metoodikat, mida on kasutatud ka Skandinaavias (Johansen, 1997, Dahle *et al.*, 1998, Persson *et al.*, 2001) ja Sloveenias (Große, 1999, Große *et al.*, 2003). Ekskremendid pesti jooksva vee all, kasutades 0,8 mm võrgusilmaga sõela, kuni vesi jäi puhtaks. Seejärel võeti homogeniseeritud ekskremendijäänuste massist juhuslikult viis 6ml proovi. Proovides sorteeriti erinevad toidukomponendid. Edasistest analüüsides jäeti välja nn. sodina määratletud toidukomponendid (okkad, puu tükid, kivid, traat, sammal), kuna eeldati, et need osakesed, olles väga väikese energeetilise väärtusega, omavad karu toidus minimaalset väärtust ning on sageli juhuslikult sisse söödud või on ekskrementi sattunud alles ekskremendi kogumisel. Eraldatud toidukomponentide mahuprotsent hinnati visuaalselt, kuna visuaalselt määratud mahuprotsent vastab hästi tegelikule mahuprotsendile (Mattson *et al.*, 1991) ning on seega efektiivsem meetod kui mahuprotsendi leidmine mõõtmise abil. Ekskremendi iga toidukomponendi mahuprotsent saadi arvutades viie proovi mahuprotsentide aritmeetiline keskmine.

Sorteeritud toidukomponendid määrati morfoloogiliste tunnuste järgi võimalikult kõrge taksonoomilise tasemeni kasutades 9-80 kordse suurendusega mikroskoopi. Imetajad määrati karvade järgi võrdlusmaterjalide ja kirjanduse (Teerink, 1991) abil, teised toidukomponendid määrati võrdlusmaterjalide abil.

3. Maosisuste analüüs

Maosisuste analüüsiks saadi 25 magu, neist tühjad maod jäeti analüüsist kõrvale. Analüüsil kasutati seega 20 2003-2004.a. kütitud karude maosisust ning lisaks ühte 2004.a. kevadel auto alla jäänud karu maosisust. Kõik karud kütiti sügisel (august – oktoober) erinevatest Eesti piirkondadest (joonis 2).

2003.a. maosisused kuivatati ning kaaluti. 2004.a. seda võimaluste puudumise tõttu ei tehtud, mistõttu edasistest analüüsides jäeti kõrvale ka 2003. a.-l saadud andmed. Peale kaalumist maosisused rehüdreeriti. Edasistel laboratoorsel analüüsil kasutati sama metoodikat, mis ekskrementide puhul. Maosisused pesti voolava vee all, kasutades 0,8 mm võrgusilmaga sõela, kuni vesi jäi puhtaks. Seejärel võeti homogeniseeritud massist juhuslikult viis 6ml proovi. Proovides sorteeriti erinevad toidukomponendid ning määrati kõrgeima võimaliku taksonoomilise tasemeni.



Joonis 2. Maosisuste analüüsil kasutatud materjali päritolu maakonniti. Numbritega on tähistatud vastavast maakonnast saadud maosisuste hulk.

4. Raadiokaelustamine ja -monitooring

Sügisese kodupiirkonna ja elupaigakasutuse esialgsete andmete saamiseks kasutati 2005.a. augustis raadiokaelustatud täiskasvanud (esikäpa jälje laius 13 cm) emase pruunkaru (foto 1) raadiotelemeetrilisel jälgimisel saadud andmeid. Uinutamiseks lasti spetsiaalsest pneumaatilisest uinutipüssist (max laskekaugus 60m, DanInject, JMSP25, CO2-Injectionrifle) söötmiskohal jahikantslist karu uinutiga (karu suurusega umbes 200kg: 10mg Zalopine + 500mg Zoletil) täidetud süstlaga (S 300 3,0 ml). Uimastatud karule paigaldati VHF-raadiosaatjaga kaelarihm (MOD 500, CB-3, cast1, MS6, Telonics Inc., Mesa, USA).



Foto 1. 2005.a. sügisel raadiotelemeetriliselt jälgitud emane karu (Tavo Uuetalu foto).

Raadiomonitooringuks kasutati 4-elemendilist Yagi-tüüpi antenni (Y-4FL, Televilt, TVP Positioning AB, Rootsi) ja käeshoitavat vastuvõtjat (TR-4, Telonics Inc., Mesa, USA). Asimuudid võeti vähemalt kahest erinevast punktist umbes 10 minuti jooksul. Karu asukoht tehti kindlaks vähemalt üks kord nädalas. Septembris tehti 1-nädalasel perioodil karu asukoht päeva-ajal kindlaks üks kord päeva jooksul ning videviku-ajal üks kord 1 h

jooksul. Triangulatsioonil saadud karu asukohad kanti 1:50 000 mõõtkavas kaardile (Eesti Kaardikeskus, 2000) ning saadud punktide koordinaatide leidmiseks kasutati sobivat ristkoordinaadistiku (L-EST 1992) nagu on soovitanud Samuel & Fuller (1994).

5. Andmetöötlus ja –analüüs

Iga aastaaja ekskrementide sisud summeeriti ja arvutati erinevate toidukomponentide esinemissagedus (FO - *Frequency of Occurrence*) ja mahuprotsent (FV - *Faecal Volume*) ekskrementides ning vältimaks hästi seeduvate toiduobjektide alahindamist, kasutati Hewitt & Robbins (1996) poolt tuletatud korrektsioonikoefitsiente (CF_i), et leida toiduobjekti hinnanguline kuivkaaluline osakaal toidus antud aastaajal (EDC - *Estimated Dietary Content*).

Toiduobjekti i esinemissagedus, mahuprotsent ja hinnanguline kuivkaaluline osakaal arvutati kasutades järgmiseid valemeid:

$$(1) FO_i = \frac{j_i}{j} \cdot 100;$$

$$(2) FV_i = \frac{\sum_1^i v_i}{j};$$

$$(3) EDC_i = \frac{FV_i \cdot CF_{li}}{\sum_{i=1}^n (FV_i \cdot CF_{li})},$$

kus j on ekskrementide arv, v on mahuprotsent ja n on erinevate toiduobjektide arv.

EDC leidmiseks kasutati järgmiseid korrektsioonikoefitsiente: üheiduleheliste taimede rohtsed osad = 0,24; kaheiduleheliste taimede rohtsed osad = 0,26; seemned = 0,26; teravili ja sarapuu pähklid = 1,5; õunad = 0,51; marjad perekonnast *Vaccinium* = 0,54; marjad perekonnast *Rubus* = 0,87; teised marjad = 1,2; kartul (*Solanum tuberosum*) = 0,93; putukad = 1,1; väikesed selgroogsed = 4,0 (Hewitt & Robbins, 1996); suured imetajad ja koduloomade korjused = 1,5 (Johansen, 1997), muna = 4,0.

Imetajate puhul kasutatavate korrektsioonikoefitsientide väärtused varieeruvad üsna suurtes piirides olenevalt tarbitud karvade ja luude osakaalust ning sageli oli praktiliselt võimatu kindlaks teha tarbitud imetaja lagunemisastet. Seetõttu võeti kõigis ekskrementides imetaja jäänuste korrektsioonikoefitsiendiks 1,5, kuna sellist väärtust kasutas Johansen (1997) koduloomade korrektsioonikoefitsiendina ning see väärtus on ka keskmine tema poolt kasutatud korrektsioonikoefitsient teiste suurte imetajate puhul. Leidmaks, kui suurelt mõjutavad kasutatud korrektsioonikoefitsientide väärtused toiduobjektide hinnangulist energeetilist osakaalu, varieeriti imetajate korrektsioonikoefitsienti väärtusest 0,5 kuni 3,0.

Leidmaks toiduna kasutatud kuivainest saadavat energiat, mis väljendub hinnangulise toiduobjekti energiasisalduse osakaaluna (EDEC – *Estimated Dietary Energy Content*), kasutati teisi korrektsioonikoefitsiente (CF_2).

EDEC leidmiseks kasutati järgmiseid korrektsioonikoefitsiente: üheiduleheliste taimede rohtsete osade puhul 6,3 kJ/g, kaheiduleheliste taimede rohtsete osade puhul 8,4 kJ/g, 11,7 kJ/g marjade, 18,8 kJ/g väikeimetajate (Dahle et al., 1998), 17,7 kJ/g putukate (Swenson et al., 1999), 19,3 kJ/g sõraliste (Mealey, 1980) ja 9,6 kJ/g vanade korjuste (Johansen, 1997) puhul. Seente CF_2 -ks võeti 6,3 kJ/g, roomajatel 18,8 kJ/g ja kartulil 11,7 kJ/g (vastavalt sama, mis kõrreliste, väikeimetajate ja marjade puhul).

Kütitud karude maosisused summeeriti ja arvutati erinevate toidukomponentide esinemissagedus (FO - *Frequency of Occurrence*) ja mahuprotsent (V – *Volume*).

Statistiline analüüs tehti programmipaketiga Statistica 6.0 (StatSoft Inc., 2001). Toiduobjektide tarbimise aastate, piirkondade ja aastaegade vaheliste erinevuste selgitamiseks kasutati Mann-Whitney U-testi.

Karu sügisese kodupiirkonna suuruse ja ruumikasutuse leidmiseks saadi kokku 48 punkti. Kodupiirkonna suuruse ja ruumikasutuse leidmiseks kasutati programmi Ranges6 v1.00 (Kenward et al., 2003). Kodupiirkonna suurus arvutati 100% MCP meetodil, kuna see on

enim kasutatav kodupiirkonna arvutamise meetod ning võimaldab seega võrdlust erinevate uurimuste vahel. 100% MCP meetodil leitakse kodupiirkond ühendades lokaliseerimispunktide pilve kõige välisemad punktid omavahel kumeraks hulknurgaks. Kuigi parimaks kodupiirkonna suuruse arvutamise meetodiks peetakse sageli 95% fikseeritud kerneli meetodit, ei kasutatud seda käesolevas töös seetõttu, et sageli joonistub kodupiirkond lokatsioonide ebaühtlase jaotumise korral saareliselt (Powell, 2000).

Kodupiirkonna enimkasutatavate osade (tuumik-alade) leidmiseks arvutati 50% fikseeritud kernel. Kerneli meetod on tõenäosuslik meetod, mis arvestades lokaliseerimispunktide tihedust arvutab tihedusliku indeksi igale punktile looma asualale moodustatud maatriksis ning seejärel interpoleerib ala piirid vastavalt selle maatriksi väärtustele (Kernohan *et al.*, 2001). Seega on sobiva lokatsioonitiheduse väärtuse valimisega võimalik defineerida kodupiirkonna tuumikalad välistades vähekasutatud alad enamkasutatud alade piiritlemisega.

Karu kodupiirkonna tuumik-ala siseste biotoopide ligikaudsete pindalade ja objektide vaheliste kauguste leidmiseks kasutati programmi MapInfo Professional 6.5 (MapInfo Corp., 2001).

Tulemused

1. Toitumine

1.1 Ekskrementanalüüs

Analüüsil kasutati 2003-2004. a. kogutud 142 ekskrementi. Leitud ekskrementide aastaajaline ja piirkondlik jaotus on toodud tabelis 4. Ekskrementide jaotus valimis erines oluliselt karude jaotusest 2003.a.-l uurimisala piirkondade vahel (χ^2 -test, $p < 0,0003$).

Tabel 4
Analüüsil kasutatud ekskrementide jaotus erinevate kogumiskohtade ja –aja põhjal.

	Ida-Virumaa	Lääne-Virumaa	Jõgevamaa	Kokku
Kevad	6	6	4	16
Suvi	7	13	0	20
Sügis	71	20	15	106
Kokku	84	39	19	142

Olenevalt kasutatava korrektsioonikoefitsiendi väärtusest saadi imetajate energeetiliseks osakaaluks kevadel 29-71%, suvel 30-72% ja sügisel 3-14% (tabel 5).

Tabel 5
Imetajate hinnanguline energeetiline osakaal (EDEC) erinevate korrektsioonikoefitsientide puhul erinevatel aastaegadel.

CF ₁	Kevad	Suvi	Sügis
0,5	29	30	3
1,0	45	46	5
1,5	55	57	8
2,0	62	63	10
2,5	67	68	12
3,0	71	72	14

1.1.1. Toidu koostis ja selle sesoonsed muutused

Uurimisalal oli kogu uurimisperioodi lõikes suurima energeetilise osakaaluga toiduobjektiks teravili, millele järgnesid imetajad, marjad, putukad ja õunad (tabel 6). Marjade mahuline osakaal oli 2004. aasta ekskrementides oluliselt suurem kui 2003. aasta ekskrementides ($U=1921,5$, $p=0,02$), seevastu õunte mahuline osakaal oli oluliselt suurem 2003. aasta ekskrementides ($U=1562$, $p<0,0001$), kusjuures marjade tarbimine oli oluliselt suurem Ida-Virumaal võrreldes teiste toiduobjektidega (Ida-Virumaa vrs. Jõgevamaa: $U= 523$, $p=0,02$; Ida-Virumaa vrs. Lääne-Virumaa: $U=731$, $p<0,0001$). Teiste toiduobjektide tarbimises statistiliselt olulisi aastate ega piirkondade vahelisi erinevusi ei esinenud.

Tabel 6

Toiduobjektide esinemissagedus (FO) ja mahuline osakaal (FV) ekskrementides, hinnanguline kuivkaaluline (EDC) ja energeetiline (EDEC) osakaal toidus 142 2003-2004. aastal kogutud karu ekskremendi põhjal

Toiduobjekt	2003 (n=74)				2004 (n=68)				KOKKU (n=142)			
	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC
Üheidulehelised rohttaimed	35,1	2,5	0,7	0,4	35,3	4,4	1,4	0,6	35,2	3,4	1	0,5
Kaheidulehelised rohttaimed	37,8	18,0	5,9	3,8	44,1	24,6	8,2	5,0	40,9	21,2	7	4,4
Õun	4,2	26,6	17,4	15,7	2,9	1,6	1,1	0,9	23,2	14,6	9,8	8,4
Marjad	31,1	17,1	11,9	10,7	58,8	31,8	22	18,6	44,4	24,1	16,7	14,6
Mustikas	24,3	10,8	7,4	6,7	26,5	12,1	8,4	7,1	25,4	11,4	7,9	6,9
Pohl	5,4	1,1	0,8	0,7	16,2	6,9	4,8	4	10,6	3,9	2,7	2,3
Vaarikas	4,1	4	4,4	4	-	-	-	-	2,1	2,1	2,3	2
Teravili	41,9	26,5	50,2	46,5	45,6	23,4	45,1	39,2	43,7	25	47,8	43,2
Kaer	41,9	25,6	48,5	45	44,1	21,6	41,7	36,2	43	23,7	45,3	40,7
Putukad	51,4	5,2	7,2	9,8	63,2	7,5	10,7	13,6	57	6,3	8,8	11,8
Kuklased	33,7	2,8	3,9	5,2	49,7	3,8	5,4	6,9	41,6	3,3	4,6	6,1
Murelased	27,3	1,7	2,2	3,1	45,1	3,1	4,5	5,7	36,2	2,4	3,2	4,3
Imetajad	8,1	2,8	5,4	11,8	26,5	5,3	10,2	20,9	16,9	4	7,7	16,4
Muu	2,7	v.	v.	v.	10,3	1,3	1,7	1,4	6,3	0,7	0,8	0,7

Tabel 7

Toiduobjektide esinemissagedus (FO) ja mahuline osakaal (FV) ekskremendis, hinnanguline kuivkaaluline (EDC) ja energeetiline (EDEC) osakaal toidus 16 2003-2004. a. kevadel kogutud karu ekskremendi põhjal.

Toiduobjekt	2003 (n=5)				2004 (n=11)				KOKKU (n=16)			
	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC
Üheidulehelised rohttaimed	80	23,2	21,5	16,7	72,7	8,9	3,3	1,2	68,8	13,4	6,1	2,4
Kaheidulehelised rohttaimed	80	76,4	76,7	79,3	90,9	61,3	24,4	12,1	81,3	59,8	29,6	15,7
Marjad	-	-	-	-	9,1	4,6	3,8	2,6	6,3	3,2	3,3	2,4
Teravili	-	-	-	-	9,1	9,1	20,8	14,8	6,3	6,3	17,9	13,6
Nisu	-	-	-	-	9,1	9,1	20,8	14,8	6,3	6,3	17,9	13,6
Putukad	20	v.	1,9	4,1	63,6	3,5	5,9	6,2	50	3,5	7,4	8,3
Kuklased	-	-	-	-	55,5	3	5	5,2	38,9	2,6	5,6	6,2
Murelased	20	v.	1,9	4,1	15,9	0,5	0,9	1	16,7	0,9	1,8	2,1
Imetajad	-	-	-	-	54,5	15	34,3	57,8	37,5	10,3	29,4	52,9
muu	-	-	-	-	9,1	5,3	7,5	5,2	6,3	3,6	6,4	4,7

Kaheidulehelised rohttaimed moodustasid kevadiste ekskrementide mahust üle 50%, kuid energeetilise osakaalu poolest olid kevadel olulisimaks toiduobjektiks sõralised, kellele järgnesid kaheidulehelised rohttaimed ja teravili (tabel 7). Statistiliselt olulist aastate vahelist erinevust ühegi toiduobjekti tarbimises ei leitud, kuigi mõned vähemsagedased toiduobjektid (nt. marjad, teravili) esinesid suvises toidus vaid ühel aastal.

Tabel 8

Toiduobjektide esinemissagedus (FO) ja mahuline osakaal (FV) ekskrementides, hinnanguline kuivkaaluline (EDC) ja energeetiline (EDEC) osakaal toidus 2003-2004. a. suvel kogutud karu ekskrementi põhjal. Toiduobjektid, mille FV, EDC ja/või EDEC on <0,5%, on tähistatud v. (vähe).

Toiduobjekt	2003 (n=5)				2004 (n=15)				KOKKU (n=20)			
	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC
Üheidulehelised rohttaimed	80	25,7	18,3	10,5	40	6	2,1	0,7	50	10,9	4,4	1,5
Kaheidulehelised rohttaimed	100	63,9	49,3	37,8	80	56,1	21,7	9,1	85	58,1	25,6	11,5
Marjad	20	0,8	1,2	1,3	-	-	-	-	5	v.	v.	v.
Mustikas	20	v.	0,6	0,6	-	-	-	-	5	v.	v.	v.
Pohl	20	v.	0,6	0,6	-	-	-	-	5	v.	v.	v.
Putukad	80	9,6	31,2	50,4	73,3	17,8	29,1	25,6	75	15,7	29,3	27,6
Kuklased	60	6	19,5	31,5	57	5,5	8,9	7,9	57,7	6,4	11,9	11,2
Murelased	40	3,6	11,7	18,9	73,3	10,7	17,4	15,3	63,5	8,3	15,5	14,6
Imetajad	-	-	-	-	46,7	19,6	43,8	61,8	35	14,7	37,4	56,6
muu	-	-	-	-	6,7	0,5	3,3	2,9	5	v.	2,8	2,7

Suvel moodustas loomne toit 4/5 hinnangulisest suvise toiduga saadavast energiast, kuigi kõige sagedamini esinevaks ning suurima mahulise osakaaluga ekskrementides olid kaheidulehelised rohttaimed (tabel 8). Kevadega võrreldes suurenes suvel oluliselt putukate mahuline osakaal ekskrementides ($U=96,5$, $p=0,04$), teiste toiduobjektide puhul olulist muutust võrreldes kevadega ei leitud. Samuti ei leitud statistiliselt olulist aastate vahelist erinevust ühegi toiduobjekti suvises tarbimises.

Tabel 9

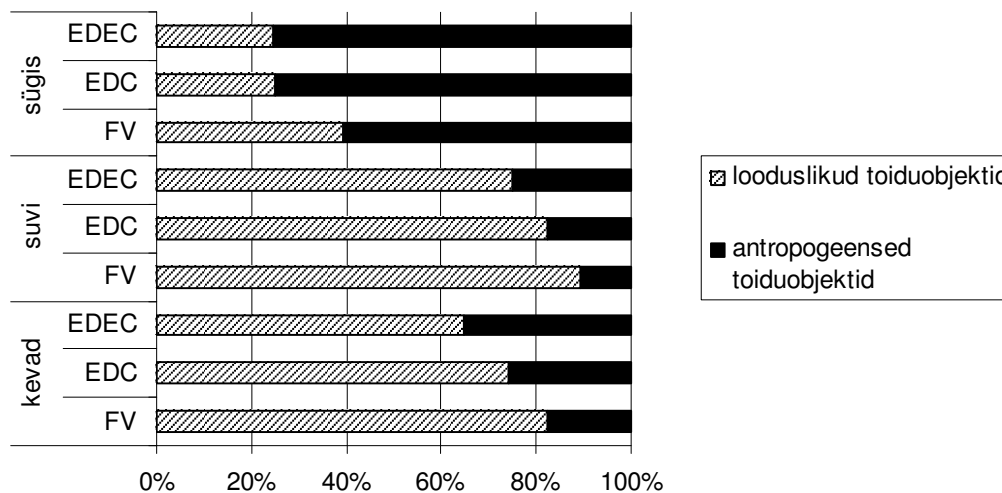
Toiduobjektide esinemissagedus (FO) ja mahuline osakaal (FV) ekskremendis, hinnanguline kuivkaaluline (EDC) ja energeetiline (EDEC) osakaal toidus 106 2003-2004. a. sügisel kogutud karu ekskremendi põhjal. Toiduobjektid, mille FV, EDC ja/või EDEC on <0,5%, on tähistatud v. (vähe).

Toiduobjekt	2003 (n=64)				2004 (n=42)				KOKKU (n=106)			
	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC	FO	FV	EDC	EDEC
Üheidulehelised rohttaimed	28,1	0,6	v.	v.	23,8	2,7	0,8	v.	26,4	1,4	v.	v.
Kaheidulehelised rohttaimed	29,7	9,9	2,9	1,9	21,4	6,1	1,8	1,3	26,4	8,4	2,5	1,7
Marjad	34,4	19,7	14	12,5	66,7	50,3	31,2	30,5	47,2	31,8	20,8	19,3
Mustikas	26,6	12,5	7,7	6,9	42,9	19,6	12,1	11,9	33	15,3	9,5	8,8
Pohl	4,7	1,3	0,8	0,7	23,8	10,8	6,7	6,6	12,3	5,1	3,1	2,9
Vaarikas	4,7	4,6	4,7	4,2	-	-	-	-	2,8	2,8	2,8	2,6
Õun	46,9	30,7	18	16,1	4,8	2,6	1,6	1,5	30,2	19,6	11,5	10,6
Teravili	48,4	30,6	52,7	48,3	71,4	35,5	61,2	61,4	57,5	32,5	56	53,2
Kaer	48,4	29,6	50,9	46,7	71,4	35	60,3	60,5	57,5	31,7	54,6	51,9
Oder	3,1	1	1,7	1,6	7,1	0,5	0,9	0,9	4,7	0,8	1,4	1,3
Putukad	42,2	5,2	6,6	8,9	52,4	2,6	3,2	4,8	46,2	4,2	5,2	7,3
Kuklased	28,1	2,8	3,6	4,8	38,7	1,2	1,5	2,2	32,3	2,1	2,6	3,7
Murelased	21,9	1,5	1,9	2,5	38,7	1,2	1,5	2,2	28,6	1,5	1,9	2,7
Imetajad	9,4	3,3	5,6	12,1	11,9	v.	v.	v.	9,4	2	3,4	7,7
muu	3,1	v.	v.	v.	7,1	v.	v.	V	4,7	v.	v.	v.

Sügisese toidus moodustas suurima osa teravili, andes veidi üle poole toiduga saadavast energiast (tabel 9). Teraviljale järgnesid energeetilise tähtsuse poolest marjad. 2003. aastal oli õunte tarbimine oluliselt suurem 2004. a. tarbimisest ($U=770$; $p=0,0002$), marjade tarbimine oli aga 2003. aastal oluliselt väiksem 2004.a. marjade tarbimisest ($U=671,5$; $p<0,0001$). Teiste toiduobjektide sügisese tarbimises statistiliselt olulist aastate vahelist erinevust ei leitud. Võrreldes suvega vähenes sügisestes ekskrementides oluliselt kaheiduliste rohttaimede ($U=310$, $p<0,0001$), üheiduliste rohttaimede ($U=743,5$, $p=0,03$) ja putukate ($U=570$, $p=0,001$) mahuline osakaal ning suurenes õunte ($U=730$, $p=0,03$), marjade ($U=529$, $p=0,0004$) ja teraviljade ($U=450$, $p<0,0001$) mahuline osakaal. Erinevalt teistest aastaaegadest oli sügisel metslooma tarbimise puhul selle mahuline osakaal ekskremendis alati <1.

1.1.2 Antropogeense toidu osakaal

Antropogeense päritoluga toiduobjektid olid energeetiliselt tähtsaimad sügisel, moodustades siis üle 70% toiduga saadavast energiast (joonis 3). Looduslike toiduobjektide mahtuline osakaal ekskrementides oli kevadel ja suvel oluliselt suurem (vastavalt $U=36$, $p=0,002$ ja $U=19$, $p<0,0001$) kui antropogeensete toiduobjektide mahuline osakaal, mis oli jällegi oluliselt suurem sügisel ($U=4359$, $p=0,001$).



Joonis 3. Loodusliku ja antropogeense päritoluga toiduobjektide mahuline osakaal ekskrementides (FV), hinnanguline kuivkaaluline osakaal (EDC) ja hinnanguline energeetiline osakaal toidus (EDEC)

Suurima energeetilise panusega antropogeenseteks toiduobjektideks olid kevadel ja suvel koduloomade jäänused, sügisel teravili (tabel 10). Esines ka aastatevahelisi erinevusi antropogeensete toiduobjektide kasutamisel: 2003. aastal oli oluliselt suurem nii üldine antropogeensete toiduobjektide kasutamine ($U=1988,5$, $p=0,03$) kui ka õunte tarbimine ($U=1562$, $p<0,0001$). Ka teiste antropogeensete toiduobjektide kasutamine erines aastati, kuid mitte statistiliselt olulisel määral. Kõige väiksem aastatevaheline erinevus oli antropogeense päritoluga rohhtaime (raps ja silo) ja teraviljade tarbimises.

Tabel 10

Erinevate antropogeensete toiduobjektide hinnanguline energeetiline osakaal (EDEC) karu toidus erinevatel aastaaegadel 2003.-2004. aastal kogutud (n=142) ekskrementide analüüsi põhjal.

	Rohttaimed	Õunad/marjad	Teravili	Imetajad	Kartul	Kokku
Kevad	1,4	0	14,4	19,5	0,05	35,3
Suvi	0,8	0	0	24,2	0	24,9
Sügis	0	14,6	53,3	7,4	0	75,2

Kodu- ja metsloomade mahuline osakaal ekskrementides ei erinenud oluliselt ($U=22,5$, $p=0,07$), kuid oluline erinevus oli kodu- ja metsloomade kasutamissageduse vahel erinevatel aastaaegadel (χ^2 -test, $p<0,0001$): koduloomi esines karu toidus kõige sagedamini suvel, metsloomi aga kevadel ja sügisel. Kõik koduloomade jäänuseid sisaldavad ekskrementid (n=10) olid pärit Lääne-Virumaalt, metsloomade jäänuseid sisaldavatest ekskrementidest (n=9) 77,8% olid pärit Ida- ja 22,2% Lääne-Virumaalt.

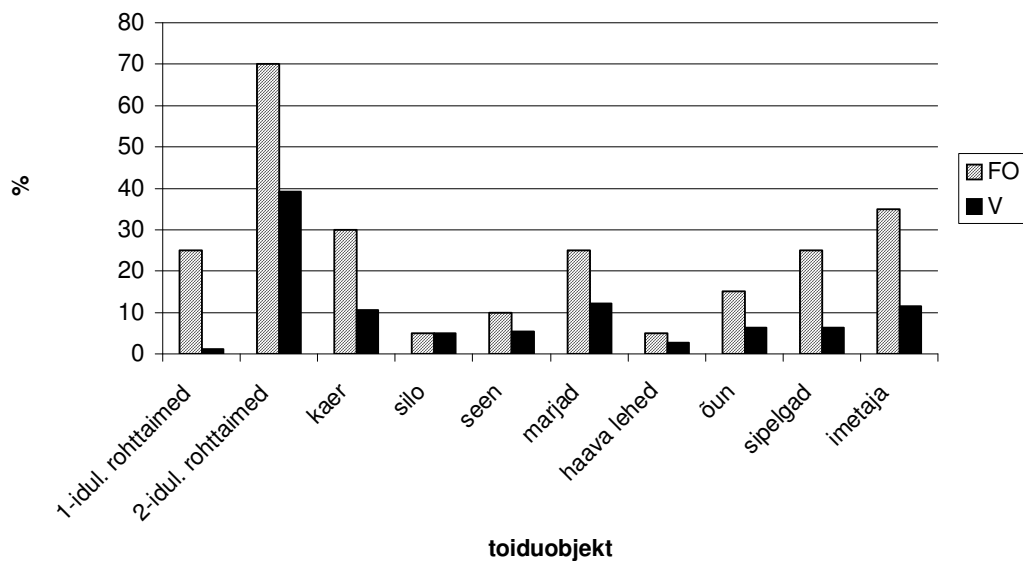
Antropogeense päritoluga mahlakate viljade (õunad ja arooniad) tarbimisel oli nende mahuline osakaal ekskrementis statistiliselt olulisel määral suurem kui looduslike marjade mahuline osakaal neid marju sisaldavates ekskrementides ($U=565$, $p=0,02$). Ka teravilja tarbimisel on tema osakaal ekskrementis veidi suurem kui looduslike marjade mahuline osakaal neid marju sisaldavates ekskrementides, kuid erinevus oli statistiliselt ebaoluline ($U=1146$, $p=0,7$). Antropogeense päritoluga suhkrurikaste toiduobjektide (õunad, teravili, arooniad) üldine tarbimine oli teiste uurimisala piirkondadega võrreldes oluliselt suurem Lääne-Virumaal (Lääne-Virumaa vrs. Ida-Virumaa: $U=273$, $p=0,0001$; Lääne-Virumaa vrs. Jõgevamaa: $U=62,5$, $p=0,02$).

1.2. Maosisuste analüüs

Kokku analüüsiti 21 karu maosisust, mis olid pärit seitsmest erinevast maakonnast (joonis 2), ühe maosisuse päritolu ei olnud teada. 2003. aastal kaalutud maosisuste keskmine kuivkaal oli $262,2 \pm 146,6$ g (min 11g, max 1698 g).

Nii esinemissageduse kui mahulise osakaalu poolest oli sügisel kütitud karude maosisaldistes tähtsaimaks toiduobjektiks kaheidulehelised rohttaimed (joonis 4). Võrreldes sügiseste ekskrementide mahulise koosseisuga oli maosisustes oluliselt suurem osakaal kaheidulehelistel rohttaimedel ($U=607$, $p<0,001$) ning väiksem osakaal marjadel ($U=740$, $p=0,01$).

Kevadel auto alla jäänud karu maosisaldisest 60% moodustasid kaheidulehelised rohttaimed, ülejäänud moodustas metsisiga.



Joonis 4. Erinevate toiduobjektide esinemissagedus (FO) ja mahuline osakaal (V) 2003. ja 2004. a. jahihooajal kütitud 20 karu maosisaldises.

1.3. Kvalitatiivne analüüs

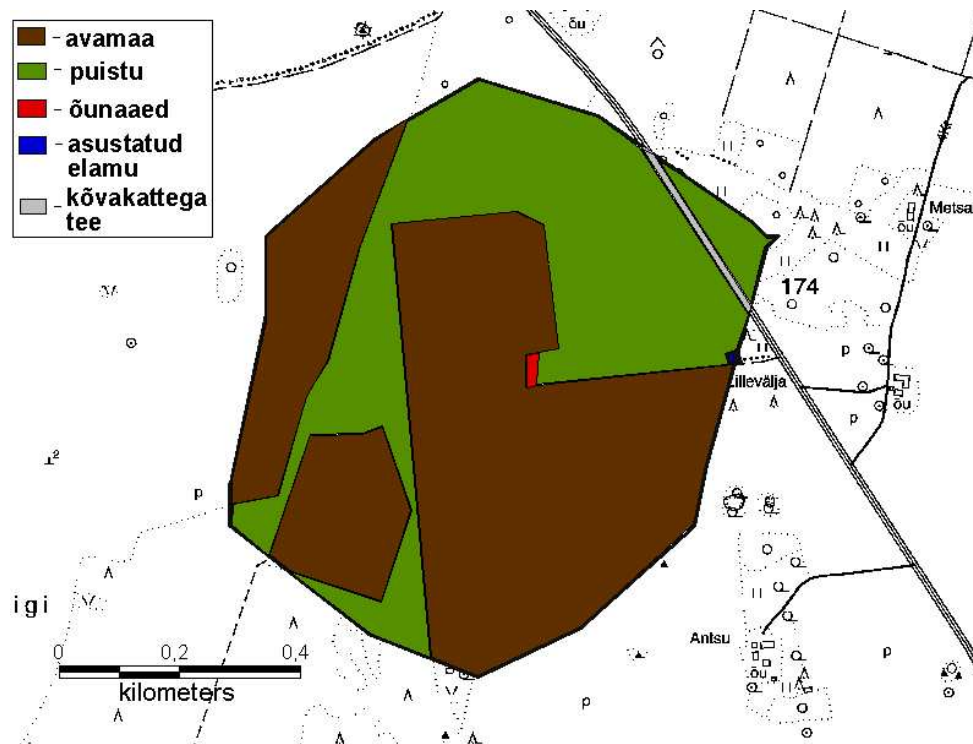
Kvalitatiivsel analüüsil õnnestus liigini määrata 95,1% sipelgatest, 86,4% imetajatest ning 100% seemneid sisaldavatest toiduobjektidest. Rohhtaime taksonoomilise kuuluvuse määramise õnnestumine olenes ekskrementi lagunemisastmest, mis sageli oli üsna suur.

Analüüsitud ekskrementidest ja maosisustest määrati kokku 71 erinevat taime taksonit (lisa 4), neist 54 taksoni puhul oli tarbitud taime rohtseid osi ja 17 taksoni puhul oli tarbitud marju ja vilju. Leiti ka üks seeneliik – kollakas juurepähkel (*Rhizopogon luteolus*). Lisaks leiti teravilju sisaldavatest ekskrementidest mitmete umbrohtudena tuntud rohttaime (nt. litterhein (*Thlaspi arvense*), valge hanemalts (*Chenopodium album*), konnatatar (*Fallopia convolvulus*), kahar kirburohi (*Polygonum lapatifolium*), kõrvik (*Galeopsis* sp.), punand (*Fumaria* sp.), takjas (*Arctium* sp.), imikas (*Anchusa*), kapsasrohi (*Brassica*), vesihein (*Stellaria media*), kahar kirburohi (*Polygonum lapatifolium*)) seemneid, mis viitab viljapuhastusjäätmete kasutamisele karude poolt ja seega tõlgendati neid seemneid nn. sodina ja karu toidutaimede nimekirja ei lisatud.

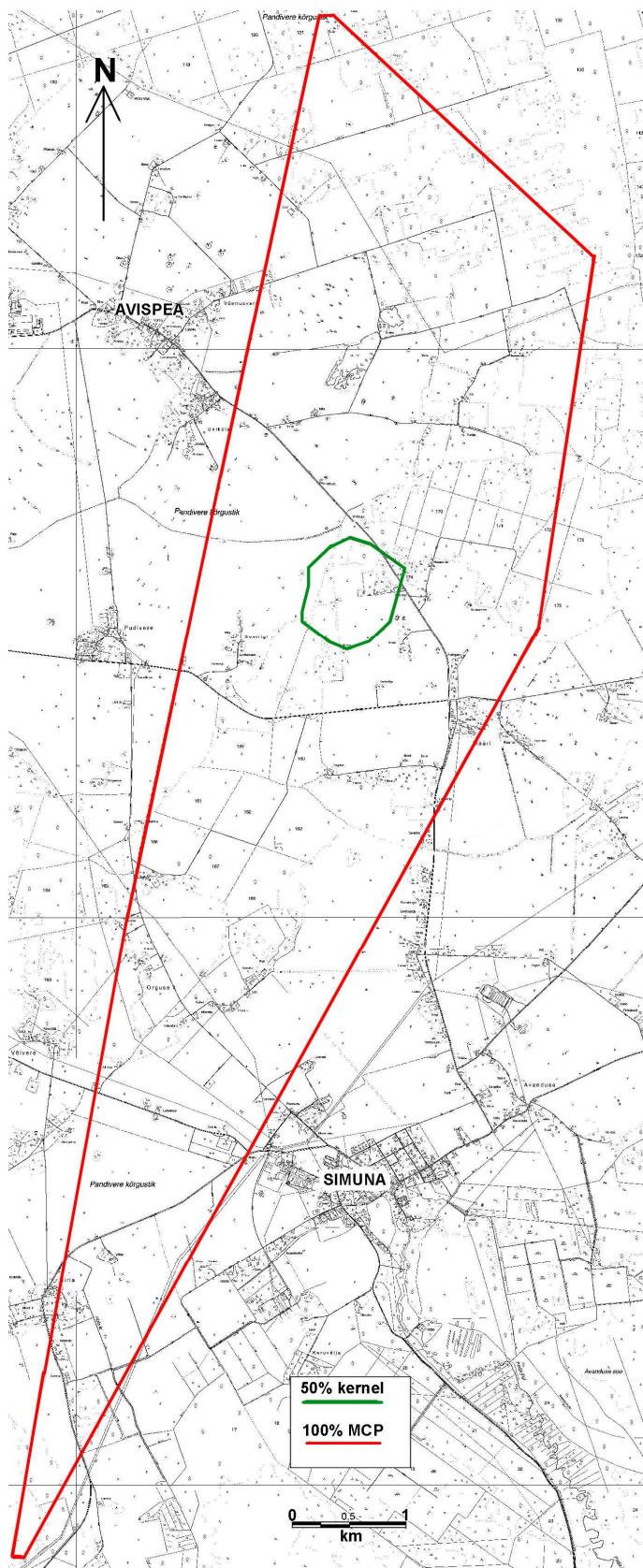
Selgrootutest loomadest põhilise osa moodustasid erinevad sipelgad, keda kokku määrati 21 erinevat liiki (lisa 5), kuid lisaks neile leiti veel kahetiivaliste (Diptera) vastseid, liblika (Lepidoptera) röövik ning tigu (Gastropoda). Selgroogsetest loomadest moodustasid peamise osa imetajad, keda leiti kokku 5 liiki: koduveis, kodusiga (*Sus scrofa domestica*), metssiga, kährikkoer (*Nyctereutes procyonoides*) ja metskits. Lisaks imetajatele leiti veel luukala (Osteichthyes), sisaliku (*Lacerta* sp.) ja linnu (Aves) jäänuseid.

2. Sügisene elupaigakasutus

Kõige intensiivsemalt kasutas jälgitud emane karu 2005.a. sügisel 0,62 km² (50% kernel) suurust ala, millest ligikaudu 0,23 km² moodustas mets ning 0,37 km² moodustas avamaa (joonis 5). 100% MCP kodupiirkonna suurus oli 26,18 km² ning tuumikala asus selle keskosas (joonis 6). Tuumik-alas paiknes karu septembri esimesest poolest vähemalt oktoobri lõpuni. Jälgede ning piirkonnast leitud ekskrementide põhjal toitus karu sel perioodil tuumik-ala keskmesse jääva endise talu õunaaia saagist. Lähim asustatud majapidamine jäi nimetatud õunaaiaist u. 320 m kaugusele.



Joonis 5. 2005.a. sügisel jälgitud emase pruunkaru kodupiirkonna tuumik-ala (50% kernel) skemaatiline biotoobiline koosseis.



Joonis 6. 2005.a. sügisel raadiotelemeetriselt jälgitud emase karu kodupiirkond (100% MCP) ja selle tuumik-ala (50% kernel).

Arutelu

1. Toitumine

Toiduobjektide erinev seeduvus on suurimaks probleemiks (Pritchard & Robbins, 1990, Hewitt & Robbins, 1996) ekskrementanalüüsi põhjal läbiviidavate toitumisuuringute tulemuste korrektsel interpreteerimisel. Erinevate korrektsioonikoefitsientide kasutamisel saadud imetajate hinnangulise energeetilise osakaalu varieerumine üsna suurtes piirides (vt. tabel 4) näitab, et seda probleemi ei lahenda täielikult ka korrektsioonikoefitsientide kasutamine. Seetõttu võib mingi konkreetse korrektsioonikoefitsiendi kasutamine põhjustada väga kergesti kas ala- või ülehinnangut.

Toiduobjektide seeduvusega seotud probleemide vältimisel on heaks alternatiivseks võimaluseks maosisuste analüüs, kuna sellisel juhul pole tarbitud toiduobjektid veel olulisel määral seedunud. Samas on maosisuste analüüsiks vajaliku valimi kogumine keeruline kuna eeldab loomade tapmist, mistõttu on maosisuste analüüsil põhinevaid toitumisuuringuid tehtud üsna vähesel arvul (nt. Sato *et al.*, 2005). Kaheiduleheliste rohttaimede suurem osakaal maosisaldistes võrrelduna ekskrementidega tuleneb arvatavasti asjaolust, et rohttaimed lagunevad väga kergesti ning kuna ekskrementanalüüsiks saadud materjal ei ole alati kuigi värske, siis on seal kaheiduleheliste rohttaimede osakaal vähenenud ebaproportsionaalselt teiste aeglasemalt lagunevate toiduobjektidega. Seega võib ekskrementanalüüsil saadud rohttaimede osakaal olla alahinnatud.

Marjade väiksema osakaalu põhjuseks maosisaldistes võib olla: 1) karude kütmine söödalt, mistõttu on suur tõenäosus, et laskmishetkeks on karu jõudnud süüa söödaplatsil olevat toitu vähendades nii peamiselt tarbituima loodusliku toiduobjekti osakaalu maos, 2) sagedane söödaplatsidelt ekskrementide kogumine sügisel - võib suurendada marjade osakaalu ekskrementides, kuna juhul kui karu ei tulnud söödaplatsile tühja soolestikuga, siis väljutatakse söödaplatsil soolestikust kõigepealt mujal tarbitud toit.

Lisaks seeduvuse erinevustest tulenevale veale võis tulemusi mõjutada valimi tagasihoidlik esinduslikkus nii ruumilises kui ajalises plaanis. Kevadiste ning suviste ekskrementide väike osakaal valimis on loomulik, kuna kevadel ja suvel ei toitu karud nii intensiivselt kui sügisel ja seetõttu on ka nende hulk looduses väiksem ning tarbitud toidu suhteline tähtsus karule väiksem. Samas on väikese valimi korral suurem tõenäosus mingi toiduobjekti ülehinnanguks. Kuigi on leitud, et korjuste juurest ja mujalt leitud ekskrementide koostis ei erine üksteisest oluliselt (Persson *et al.*, 2001), ei pruugi väikese valimi korral see nii olla. Kahjuks ei olnud selle selgitamine käesoleva uurimistöö käigus võimalik, kuna enamasti ei olnud ekskrementide täpne leiukoht teada.

Karude toitumine Eestis erineb üsna palju teiste Euroopa piirkondade karude toitumisest (lisad 1-3). Sagedasemad sarnasused lõunapoolsete riikidega (põhiliselt Sloveeniaga) on tingitud ilmselt suuremast antropogeense päritoluga taimsete toiduobjektide olemasolust Eestis võrreldes Skandinaaviaga, mis korvab lühemast vegetatsiooniperioodist tulenevad erinevused võrreldes lõunapoolsete aladega. Skandinaavias, Poolas ja Hispaanias kasutavad karud peamiselt suhteliselt väikese inim mõjuga piirkondi, kuna karude toidus antropogeenseid toiduobjekte ei esine, v.a. Poola, kus karud kasutavad metsloomade söödaplatsidelt saadavat teravilja (Frackowiak & Gula, 1992), ning Norra, kus on karudele saadaval metsas vabaltkarjatatavad lambad (Persson *et al.*, 2001). Üldiselt väiksem rohhtaime ja suurem loomsete toiduobjektide osakaal siinsete karude toidus võrreldes lõunapoolsete aladega ning samas väiksem loomsete toiduobjektide ja suurem rohhtaime osakaal võrreldes Skandinaaviaga näitab põhjapoolsete populatsioonide suuremat loomtoidulisust, mida on varem leidnud ka Danilov *et al.* (1993).

Eesti karude kevadise toitumise sarnanemine Sloveenia karude toitumisega (lisa 1) võib tuleneda headest sügisestest toitumistingimustest Eestis sügisel, mistõttu hoolimata hilisemast vegetatsiooniperioodi algusest võrreldes Sloveeniaga on heade nahaaluste rasvavarude arvel võimalik pikem inaktiivsuse periood võrreldes teiste piirkondadega ning seega algab aktiivsem toitumine ajaliselt hiljem, mil rohhtaimed on juba saadaval.

Suvine toitumine on seevastu sarnane pigem Rootsi karude toitumisega (lisa 2). Suvised toitumise erinevused Sloveeniast tuleneb teraviljade varjasema valmimisega Sloveenias, mistõttu on Eestis karude toitumine sel perioodil oluliselt looduslikum. Põhilise erinevuse põhjuseks võrreldes Rootsi karude toitumisega (erinevus üheiduleheliste rohttaimede ja kaheiduleheliste rohttaimede omavahelises osakaalus) on ilmselt kõrreliste ja kaheiduleheliste biomassi võimalikud erinevused Eestis ja Rootsis. Sügisel kasutatakse Eestis erinevalt teistest piirkondadest, kus on kasutada üht (Skandinaavia) või kaht (Sloveenia, Poola, Hispaania) erinevat energiarikast toiduobjekti, kolme põhilist toiduobjekti (lisa 3), mille kasutamist võimaldab biotoobiline mitmekesisus ning sobiv metsade fragmenteeritus karude tuumik-alal Eestis, mis võimaldab kergemat ligipääsu erinevatele toiduobjektidele.

Imetajate suur osakaal karu kevadises ja suvises toidus on seletatav proteiinirikka toidu vajadusega sel perioodil ning imetajate korjuste suhteliselt hea kättesaadavusega kevadisel ajal võrreldes teiste toiduobjektidega. Korjuste kasutamisele kevadel viitab ka karvade ja luude suur sisaldus ekskrementides. Kevadest ja sügisest sagedasem suvine koduloomade kasutamine võib olla põhjustatud metsloomakorjuste väiksemast hulgast suvel. Teisalt võib koduloomade sagedast esinemist suvises toidus põhjustada asjaolu, et kõik koduloomi sisaldavad ekskrementid olid pärit Lääne-Virumaalt ning samal ajal oli ka suviseid ekskremeente samast piirkonnast kõige rohkem. Sügiseses toitumises võib imetajatel olla saadud tulemusest suurem osakaal, kuna metsloomajäänuste väike osakaal sügisestes ekskrementides viitab jahimeeste poolt metsa jäetud kütitud ulukite sisikondade tarbimisele ning seeläbi satub ekskrementidesse väga vähe karvu, mida oleks võimalik ekskrementanalüüsil tuvastada.

Metsloomadest oli valimis sagedasem imetaja metssiga, nagu seda on täheldatud ka Ukrainas (Slobodjan, 1993), kuid üldiselt on meie laiuskraadidel metsseast olulisemaks saakloomaks siiski põder (Pažetnov, 1990), keda käesolevas valimis ei täheldatud. Metssea sagedat esinemist karu toidus on võimalik põhjendada metssea kõrge arvukusega uurimisalal. Põdra puudumise põhjuseks võib olla kevadiste ja suviste ekskrementide

vähesus, kuna põdra tarbimist karude poolt on Eestis täheldatud (Korsten *et al.*, 2004) ning põtrade murdmine peaks teiste aastaegadega võrreldes olema kevadel/suvel suurim kuna põtradeest muratakse eeskätt vastsündinud vasikaid (Swenson *et al.*, 2001).

Sipelgate osakaal kevadises ja suvises toidus sõltub ilmselt sõraliste ja korjuste saadavusest (Swenson *et al.*, 1999) ning kevadel ka ilmastikuoludest. Seda arvamust kinnitab sipelgate saadavamaks muutmise ja eeldatava korjuste hulga vähenemise tulemusena sipelgate osakaalu kasv suvises ekskrementides võrreldes kevadega. Samas ei leitud, erinevalt koduloomade ja metsikute sõraliste kasutamissageduse erinevustest uurimisala piirkondade vahel, erinevate piirkondade vahel olulist erinevust sipelgate kasutamises, kuigi eeldatavalt on Ida-Virumaal mõnevõrra väiksem korjuste saadavus koduloomade puudumise tõttu. Sügisese sipelgate vähese tarbimise põhjuseks on ilmselt kevadiste ja suviste peamiste toiduobjektide asendumine süsivesikute rikaste toiduobjektidega.

Lisaks sipelgatele leiti putukatest karu toidus kahetiivaliste vastseid, kes satuvad karu toiduks ilmselt korjustest toitumisel. Lisaks on Eestis täheldatud karu toitumist mesilastest (Kaal, 1969), herilastest ja kimalastest (autori tähelepanekud), kuid käesolevas valimis neid ei leitud. Võib arvata, et Eestis ongi herilaste, mesilaste ja kimalaste tarbimine võrreldes sipelgate kasutamisega väike. Seda kinnitab lisaks käesoleva toitumisuuringu tulemustele ka naaberriikide sarnased tulemused: kuigi Lääne- ja Lõuna-Euroopas on nimetatud kiletiivaliste rühmad kohati sipelgatest märkimisväärselt tarbitumad (Cicnjak *et al.*, 1987, Clevenger *et al.*, 1992), siis Põhja- ja Ida-Euroopas on enim kasutatavaks kiletiivaliste rühmaks sipelgad (Loskutov *et al.*, 1993, Persson *et al.*, 2001). Tõenäoliselt on siin põhjuseks erinevate alade sipelgate biomassi erinevus: nt. Sloveenias on saadud sipelgate biomassiks looduses 135 g/ha (Große, 2003), Rootsis aga 9600 g/ha (Swenson *et al.*, 1999).

Juhuslikud loomsed toiduobjektid nagu linnud, sisalikud, kalad, liblikaröövikud ja limused Eestis ilmselt kuigi tähtsad ei ole. Kuigi on leitud lindude sagedast esinemist

pruunkaru toidus (Dahle *et al.*, 1998), ei ole Eestis maaspesitsevate lindude (kanaliste ja sookure) arvukus piisavalt kõrge, et olla karule potentsiaalselt oluliseks toiduobjektiks. Samuti ei ole Eestis selliseid massilisi kalade rändeid, nagu Põhja-Ameerikas ja Aasias, kus lõhelised on karudele oluliseks toiduobjektiks (vt. nt. Quinn & Kinnison, 1999, Gende *et al.*, 2001, Revenko, 1993), ning seetõttu on Eesti karudele kalad vaid juhuslikuks toiduobjektiks.

Kevadistes ja suvistes ekskrementides on suurima osakaaluga toiduobjektideks kaheidulehelised taimed. Siiski vähendab nende vähene energiasisaldus kaheiduleheliste taimede tähtsust karu toiduna. Sellest hoolimata tuleb kaheidulehelisi rohttaimi lugeda karule kevadisel ja suvisel perioodil tähtsateks toidukomponentideks, kuna erinevalt loomsest toidust, paiknevad taimed looduses ühtlaselt, nende biomass on suurem ning seega on nad karule oluliselt saadavamaks toiduobjektiks.

Tarbitavate rohttaimede liigirohkus näitab ühest küljest karu suhteliselt valimatut rohusöömist, teisalt tundub, et esineb eelistus mitmete sarikõieliste (nt. naat, harilik heinputk, siberi karuputk) ning mõnede korvõieliste (nt. võilill, koeratubakas) suhtes kuigi seda polnud võimalik tõestada taimse materjali kohati suhteliselt tagasihoidliku määramisedukuse tõttu võrrelduna teiste toiduobjektidega. Mõnevõrra üllatavalt ei leitud karu ekskrementidest põdrakanepi jäänuseid, kuigi see liik on tavaline karu toiduobjekt naaberriikides (Pažetnov, 1990, Elgmork & Kaasa, 1992) ning Eestis laialt levinud tavaline liik. Selle põhjuseks võib olla kevadiste ja suviste ekskrementide väike hulk ning rohttaimede jäänuste kiire lagunemine.

Sügisel muutuvad saadavaks paljud energiarikkad taimsed toiduobjektid nagu marjad, õunad ja teravili, mis on olulised edukaks talveuinakuks vajalike rasvavarude kogumisel. Kuna tarbitumad marjad olid mustikas ja pohl, siis oli ka marjade tarbimine oluliselt suurem just selles uurimisala piirkonnas, kus rabade ja teiste nimetatud marjade kasvuks sobilike biotoopide osakaal on suurim.

Lisaks teraviljadele, marjadele ja õuntele võiks mõnedes piirkondades karudele heaks energiaallikaks olla sarapuu pähklid. Analoogiliselt on Lõuna-Euroopas oluliseks toiduobjektiks pöögi seemned (nt. Cicnjak *et al.*, 1987, Clevenger *et al.*, 1992) ja Põhja-Ameerikas seedri pähklid (Mattson *et al.*, 1991). Kuna aastad 2003 ja 2004 ei olnud pähklirikkad, siis leiti sarapuupähkleid väga väikestes kogustes, kuigi Eestis on täheldatud karude intensiivset toitumist sarapuupähklitest saagirikkal aastal (autori tähelepanekud). Alternatiivsete energiarikaste toiduobjektide rohkus karude sügiseses toidus Eestis võrreldes teiste Euroopa piirkondadega (lisa 3) on märgiks väga headest toitumis-tingimustest ning mõningane pähklite tarbimine parandab neid veelgi.

Seened esinesid karu toidus vaid 2003.-l aastal. Couturier (1954) järgi on seened juhuslikku laadi toiduobjektid karu toidus. Seente esinemist karu toidus on leidnud ka Dahle *et al.* (1998) ja Mattson *et al.* (2002). Asjaolu, et kõik leitud seened olid üht liiki ning maosisaldistes oli seene mahuline osakaal võrreldav nt. õunaga, võib viidata kollaka juurepähkli eelistatud staatusele. Kuna aga seent leiti vaid ühel aastal (2003. aastal leiti seent ka Järvamaa karude toidust (Korsten *et al.* 2004)), siis ei pruugi see toiduobjekt olla kuigi kättesaadav ning tema tähtsus võib olla seetõttu suhteliselt väike.

1.1. Antropogeense toidu kasutamine

Antropogeense päritoluga toiduobjektidel on karu toiduna märkimisväärne osa ajal, mis on karu jaoks kriitilise tähtsusega: sügisel kui karude energiavajadus suureneb seoses talvitumiseks vajalike nahaaluste rasvavarude tekkimisega. Antropogeense toidu kasutamine on sügisel energeetiliselt eriti otstarbekas kuna antropogeense päritoluga toidu agregeeritud paiknemise tõttu ei ole karu sunnitud kulutama liigset energiat toidu otsimise peale.

Kevadel on koduloomade osakaal karude toidus ilmselt mõnevõrra suurem kui seda näitavad tulemused, sest erinevalt metsloomade korjustest on koduloomade korjused saadaval söödaplatsidel ning loomsete jäätmete matmispaikades, millede asukoht püsib aastaid muutumatuna ning on seega kergemini leitavad. Samuti võib tegelik koduloomade osakaal karu kevadises toidus olla veidi suurem seetõttu, et matmispaikades on enamasti saadaval üsna väikese lagunemisastmega korjuseid, millede tarbimisel ei pruugi jääda kuigi palju seedumata osi ekskrementidesse. Kuigi ka suvel moodustavad valdava enamuse antropogeensest toidust koduloomade korjused, ei ole suvine koduloomade tarbimine üldises mõttes nii oluline kui kevadel, sest esiteks on aktiivselt toituvate karude hulk sel ajal väiksem, sest paljud karud (täiskasvanud isased ja indlevad emased) ei näita jooksuajal üles märkimisväärset huvi korjuste vastu (autori tähelepanekud), teiseks on suvel imetajate kõrval laialdasemalt saadavaks proteiiniallikaks putukad (eeskätt sipelgad). Lisaks tuleb arvestada ka asjaolu, et kogu aktiivsusperioodi lõikes ei ole suveperioodil toit niivõrd oluliseks ressursiks nagu kevadel või sügisel, mistõttu ei pea karu inimpelgliku loomana külastama enamasti avatud biotoobis paiknevaid loomsete jäätmete matmispaiku vaid saab oma energeetilised vajadused rahuldatud hankides toidu varjatumatest elupaigatüüpidest.

Koduloomade tarbimine on seotud ilmselgelt mosaiikse põllumajandusmaastiku levikuga, kuna kõik koduloomade jäänuseid sisaldavad ekskrementid olid pärit Lääne-Virumaalt. Koduloomade korjuste saadavus mõjutab ilmselt ka metsloomade kasutamist,

kuna metsloomade jäänuseid sisaldavatest ekskrementidest olid vaid veidi üle viiendiku Lääne-Virumaalt ning pole mingit alust arvata, et põhjuseks oleks metsikute sõraliste arvukuse erinevus neil aladel, sest mosaiikne maastik pakub ka sõralistele häid varjening ning toitumistingimusi.

Antropogeense päritoluga taimsetest toiduobjektidest on tähtsaimad teraviljad, mis on ühtlasi ka sügisesel perioodil tarbituimaks toiduobjektiks. Vaisfeld (1993) ja Pažetnov (1993) on leidnud, et teraviljad on eriti olulised just viletsa marjasaagiga aastatel, mis on suuresti võimalik tänu sellel, et teravili on tänu stabiilsele saagikusele karu toiduobjektina üks stabiilsema osakaaluga toiduobjekte nagu käesolevas töös leiti. Kaera tarbimine võib aga aja jooksul väheneda, kuna kaera kasvupind on viimasel aastakümnel pidevalt vähenenud, samuti on kahanenud segavilja kasvupind (Statistikaamet, 2004). Samal ajal on veidi vähem kui kaks korda suurenenud nisu kasvupind (Statistikaamet, 2004) ning selliste trendide jätkumisel võib kaera ja nisu vahetõrge karu toidus mõnevõrra muutuda. Vaadeldaval karupopulatsiooni tuumik-alal on põllumajanduslikus kasutuses oleva maa osakaal väiksem Eesti keskmisest (Jõgevamaal ja Lääne-Virumaal 11-14%, Ida-Virumaal <3%, Eesti keskmine 18%) (Statistikaamet, 2004), mistõttu muutused viljakasvatuse struktuuris on veelgi kergemini tunnetatavad.

Teravili võib olla energiarikkaks marjade asendajaks olukorras, kus marjade tarbimist vähendab marjuliste suur hulk metsades marjarikastel aastatel (Pažetnov, 1993). Samas ei ole teraviljad kogu sügise vältel saadavaks toiduobjektiks, kuna saagikoristus lõpeb enamasti juba septembri keskel. Arvatavasti on see ka põhjuseks, miks viletsa õunasaagiga 2004. aastal vähenes võrreldes 2003. aastaga antropogeensete toiduobjektide hulk sügisestes ekskrementides ning kasvas looduslike marjaliikide osakaal toidus: agregeeritud paiknemisega õunu asendavaks toiduobjektiks on hajusa paiknemisega kuid kaerast tunduvalt kauem saadaval olevad marjad. Samas kui õunad või antropogeense päritoluga marjad on saadaval, siis keskendub karu peamiselt just nende söömisele, mida näitab nende tarbimisel suurem mahuline osakaal ekskrementides võrreldes looduslike marjade tarbimisega. Selle põhjuseks on antropogeensete viljade agregeeritus, mistõttu

loom saab vajaliku koguse toitu kergelt ühest kohast kätte ning seetõttu puudub vajadus täiendava toidu söömiseks sel söögikorral.

Rohttaimedest esines karu toidus rapsi ja silo, ent töös kasutatud valimis olid mõlemad toiduobjektid esindatud üsna tagasihoidlikus koguses. Taliraps võiks siiski olla oluliseks toiduobjektiks varakevadel, kui looduslikud rohttaimed ei ole veel tärganud. Kuigi talirapsi külvipinna muutuste kohta andmeid pole, siis arvestades asjaolu, et rapsi üldine külvipind on aasta aastalt suurenenud (Statistikaamet, 2004), siis võib talirapsist tulevikus kujuneda üsna sagedane kevadel tarbitav toiduobjekt. Suvirapsil aga ilmselt mingit eelist looduslike rohttaimede ees ei ole. Silo on ilmselt samuti atraktiivseks toiduobjektiks peamiselt sellisel perioodil aastast, mil looduslikud toiduobjektid on vähem kättesaadavad. Karudele on arvatavasti kättesaadavaim põldude äärdes hoitav rullsil, mille tarbimine põhjustab kindlasti konflikte inimesega. Rullsilu tegemine on aga osutunud kulukamaks teistest silo tegemise moodustest, mistõttu selle kättesaadavus ajajooksul arvatavasti väheneb.

2. Sügisene elupaigakasutus

Sügisel on olulisemateks karu liikumist mõjutavateks teguriteks saadaval oleva toidu hulk ning looma reproduktiivne staatus (Friebe et al., 2001). Jälgitud emase karu liikumiste kirjeldatavus toitumistingimuste abil annab alust eeldada, et karu sügisene liikumine ja elupaigakasutus on määratud peamiselt toitumisega. Läheduses paiknevast suurest ühtlasest metsamassiivist hoolimata eelistas raadiotelemeetriselt jälgitud emane karu mosaiikset põllumajandusmaastikku, kus toiduobjektid paiknevad enamasti agregeeritumalt võimaldades nii minimeerida toiduotsingutele kulutatava energia hulka ning luues seega head tingimused edukaks taliuinakuks vajalike nahaaluste rasvavarude kogumiseks.

Kuigi augustis polnud karu pidev jälgimine tehnilistel ja meetodilistel põhjustel võimalik (karu liikumine võis olla tavapärasest erinev raadiokaelustamisest põhjustatud šoki tõttu), on septembri jälgimisperioodi alguse liikumiste ning toitumisuuringu tulemuste põhjal alust arvata, et karu liikus viljapõldude lähedusse jäävais metsasoppides septembri esimese nädala lõpuni. Sellisel juhul võib vaadeldava karu tegelik kodupiirkond olla veidi laiema ulatusega selle põhjaosas. Teisalt võib tulemusena leitud kodupiirkond olla tegelikust kodupiirkonnast väiksem seetõttu, et kodupiirkonna lõunatipu moodustas punkt, kuhu karu jõudis mõned päevad peale raadiokaelustamist. Selline kiire asukohavahetus võib olla põhjustatud raadiokaelustamisest saadud šokist ning seda võiks seega tõlgendada ka juhusliku paiknemisena väljaspool kodupiirkonda.

Karu liikumist ja piirkonna erinevate elupaikade paiknemist arvestades võib arvata, et karu üritas enne tuumik-alale püsimajäämist liikuda läheduses asuvasse rappa, kuid arvatavasti tee ületamist seganud auto sundis karu oma liikumissuunda muutma ning järgmiseks hommikuks jäi karu peatuma piirkonda, mida ta kasutas praktiliselt taliuinaku alguseni. Ilmselgelt on sellise üsna väikese ulatusega (0,62 km²) piirkonna pikaajalise kasutamise põhjuseks sellesse alasse jääv vana talukoha õunaaed. Kuna toitumisuuringu tulemused näitasid õunasaagi rikkal aastal õunte suurt osakaalu karude toidus, siis võib

arvata, et selline väikese ala kasutamine sügisel õunte tarbimise võimaluse puhul on pruunkarude puhul Eestis tavaline.

Väike kodupiirkonna tuumik-ala ja ka suhteliselt väike üldise kodupiirkonna suurus peegeldavad häid toitumistingimusi vaadeldaval alal, mida näitab ka antropogeensete toiduobjektide suur osakaal karude toidus Lääne-Virumaal. Seega on heade toitumistingimuste korral võimalik karude kõrge asustustihedus tulenevalt väikesest kodupiirkonnast. Karude produktiivsus on positiivselt seotud toitumistingimustega (Hildebrand *et al.*, 1999), mida näitab ka asjaolu, et teadaolevalt viimaste aastate Eesti produktiivseim emane karu (Männil, 2004) elab samuti just selles piirkonnas. Produktiivsuse kasv võimaldab samuti asustustiheduse kasvu ja seeläbi mosaiikse maastikuga põllumajanduspiirkonna toimimist karupopulatsiooni tuumik-ala osana.

Käesolevas töös oli võimalik kasutada vaid ühe karu ühe aastaaja kodupiirkonna kasutamise andmeid ning seega pole saadud andmed piisavaks aluseks kaugeleulatuvate järelduste tegemiseks. Siiski tuleb arvestada asjaoluga, et tegemist on esmakordse karu liikumise raadiotelemeetrilise uuringuga Eestis, mille eesmärgiks oli suuresti vastava metoodikaga tutvumine siinsetes oludes, mis on omakorda eelduseks edasise samalaadse töö edukaks läbiviimiseks, mis on karude elupaiganõudluste mõistmiseks äärmiselt vajalik.

3. Populatsiooni majandamisega seotud problemaatika

Populatsiooni majandamise seisukohalt on kindlasti olulised toitumisega seotud konfliktolukorrad. Olulisimad karu kasutatavad antropogeense päritoluga toiduobjektid, mille tarbimine võib põhjustada konflikte, on koduloomad ja teravili. Euroopas murravad karud enamasti metsas karjatatavaid lambaid (Mertens & Promberger, 2001, Dahle et al., 1998) ning tarastatud karjamaade kasutamine vähendab murdmist oluliselt (Quenette, 2002). Eestis ei ole lambakasvatus eriti laialt levinud loomakasvatusharu ning üldjuhul lambaid vabalt metsas ei karjatata. Kuna koduloomade murdmine on enamasti ka spetsialiseerumise tulemus (Lavov, 1993, Pažetnov, 1993), siis vastava situatsiooni esinemisel oleks mõistlikuks lahenduseks probleemse isendi küttimine, kuid see saab lahenduseks olla vaid siis, kui tegemist on spetsialiseerumise mitte juhusliku ühekordse koduloomade mürdmisega (Linnell *et al.*, 1999). Kuna suure osa tarbitavast koduloomadest ja teraviljast moodustavad vastavalt korjused ning söötmiskohtadele pandud teravili, siis koduloomade mürdmisel ja teravilja kahjustustel ei ole karu tekitatud kahjud üleriigilises mastaabis kindlasti nii olulised kui teiste imetajate (vastavalt hundi ja metssea) tekitatud samalaadsed kahjud, kuid kahjustuste täpsema suuruse hindamiseks oleks vajalik spetsiaalne uurimus.

Kuna silo tarbimine ei ole toitumisanalüüsile tuginedes kuigi sagedane, siis pole ilmselt silopallide lõhkumine alati seotud otseselt toitumiskäitumisega ning seega ei ole ilmselt karude lisasöötmisega võimalik sellist konflikti vältida.

Mesilaste puudumine käesolevas töös kasutatud valimis näitab, et mesilate rüüstamine on tõenäoliselt suhteliselt harva esinev nähtus, kuna 1) tegemist on ainult toitumisega seotud käitumisega, 2) mesilad paiknevad enamasti inimeste majapidamiste juures ning karud satuvad sinna inimeste vältimise tõttu harvem, 3) mesilaste pidamine ei ole Eestis massiliselt levinud põllumajandusharu ja 4) tarurüüstete vältimiseks on enamasti võimalik kasutada abivahendeid (nt. elektriaedu). Samas võivad majanduslikud kahjud karu mesilasse sattumise tagajärjel olla suhteliselt suuremad võrreldes näiteks kaerapõllu

tallumisega ning põhjustada seetõttu ka teravamaid konflikte.

Kuigi saadud tulemused ei näita toitumisest tulenevate teravate konfliktide esinemist, siis tuleb arvestada ka asjaoluga, et töös kasutati populatsiooni tuumik-alalt saadud andmeid ja seepärast ei pruugi see populatsiooni perifeersetel aladel nõnda olla. Aladel, kus karu on pidevalt elanud, on karud ja inimesed harjunud üksteise olemasoluga arvestama ning karud on muutnud oma käitumist selliselt, et nende elu on võimalik ka inimasustusele väga lähedal nagu näitasid ka käesoleva töö tulemused. Populatsiooni ääre-aladel on aga noorloomade hajumisest tulenevalt suurem noorloomade osakaal, kes on kogenematuse tõttu vähem inimpelglikud. Samuti pole perifeersete alade elanikud karude ebaregulaarse esinemise tõttu harjunud ennetama võimalike kahjustusi. Seetõttu võivad Eesti lõuna- ja läänepoolsetes maakondades inimese ja karu vahelised konfliktid olla sagedasemad kui käesoleva uurimuse põhjal ennustada võiks.

Karu reproduktiivnäitajate ning asustustiheduse ja elupaigakasutuse sõltuvuse tõttu toitumistingimustest, tuleb populatsiooni majandamisel toitumistingimuste muutuste puhul arvestada ka muutustega karude viljakuses ning elupaiganõudluses. Kaerapõldude pindala vähenemise (Statistikaamet, 2004), metsade keskmise vanuse muutustest tuleneva marjade kättesaadavuse vähenemise ning loomsete jäätmete realiseerimisnõuete karmistumise tõttu on tõenäoline karude toitumistingimuste mõningane halvenemine piirkondades, kus antropogeensete toiduobjektide kasutamine on suurem. Selle tulemusena võib prognoosida ühest küljest looduslike toiduobjektide (nt. sipelgate ja sõraliste) osakaalu suurenemist karu toidus, teisalt aga karude asustustiheduse ning viljakuse vähenemist. Toitumistingimuste halvenemine karupopulatsiooni tuumik-alal võib omakorda kaasa tuua isendite hajumise populatsiooni levila perifeeria suunas, mistõttu neil äärealadel võiks täheldada mõningast karude asustustiheduse kasvu. Mulje karude arvukuse suurenemisest võib tekkida ka suurenenud hajumisest tulenevast liikumiste kasvust.

Loomulikult tuleb arvestada ka sellega, et käesolevast toitumisanalüüsist tulenevad järeldused kohaliku karupopulatsiooni struktuuri võimalike toitumisest tingitud muutuste kohta on pigem oletuslikku laadi, kuna kindlamate järelduste tegemise eelduseks oleks mõnevõrra pikema-ajalised toitumisuuringud saamaks selgemat ettekujutust karu toitumise dünaamikast. Lisaks oleks vajalik kohaliku pruunkarupopulatsiooni toitumistingimuste paremaks mõistmiseks analoogne toitumisuuring läbi viia populatsiooni ääre-aladel leidmaks võimalikke erinevusi populatsiooni ääre- ja tuumik-ala toitumistingimustes.

Vaadeldes karu elupaigakasutust arvestades toitumistingimusi, ei tohi ka unustada, et lisaks toidule peab kodupiirkond pakkuma ka teisi ressursse, nt. vajalike varjetingimusi ning sobivaid kohti taliuinakuks. Seega otsustades mingi piirkonna karule sobilikkuse üle, ei tohiks jätta arvestamata asjaolu, et kuigi mosaiikne põllumajandusmaastik pakub karule häid toitumistingimusi, võib mõnel juhul limiteerivaks osutada hoopis metsafragmentide suurus ja omavaheline ühendatus ning metsa struktuur. Kuna majandatavas populatsioonis ei ole populatsiooni tihedus keskkonna kandevõime lähedane, siis ei pruugi elupaikade kaotus otseselt põhjustada populatsiooni tiheduse muutumist kuid kindlasti suurendab see karude suremust, kuna väikeses elupaigalaigus on karud inimese poolt haavatavamad (Garshelis, 2002). Seetõttu ei tohiks unustada suurte metsalaamade tähtsust karupopulatsiooni säilimisel, kuna hoolimata tagasihoidlikumatest toitumistingimustest on sellistes piirkondades alati rahuldatud karu nõudlused taliuinaku- ja varjepaikade osas.

Kokkuvõte

Pruunkaru toitumistingimused mõjutavad nii karupopulatsiooni produktiivsust, asustustihedust kui elupaigakasutust. Samas võib karu oma toitumistavade tõttu mõjutada märkimisväärselt saakloomade populatsioone või sattuda konflikti inimesega. Seega on kohaliku pruunkarupopulatsiooni eduka kaitse ja jätkusuutliku majandamise eelduseks karu toitumistavade tundmine Eestis.

Kasutades ekskrementanalüüsi, selgitati 2003-2004. aastal kohaliku karupopulatsiooni tuumikalalt leitud ekskrementide (n=142) põhjal toiduobjektide osakaal karu toidus ning selle sesoonsed muutused, toidu liigiline koosseis ja antropogeense toidu osakaal. Täiendavalt kasutati ka 2003.-2004. aastal surmatud karude maosisaldisi (n=21).

Kevadel olid energeetilise tähtsuse poolest olulisimateks toiduobjektideks imetajad, kaheidulehelised rohttaimed ning teravili. Suvises toidus kuulusid olulisemate toiduobjektide hulka putukad, olles sel perioodil energeetilise tähtsuse poolest imetajate järel teisel kohal. Sügisel perioodil olid aga, erinevalt kevadisest ja suvisest, kõige olulisemad energiarikkad taimsed toiduobjektid: teraviljad, õunad ja marjad. Aastatevaheline erinevus leiti vaid sügisese õunte ($U=770$; $p=0,0002$) ja marjade ($U=676$; $p=0,00002$) tarbimises.

Karu toidus tehti kindlaks 71 erinevat taimeliiki, 1 seeneliik ning 31 erinevat loomataksont. Taimeliikidest 17-ne puhul tarbivad karud nende liikide vilju või marju. Loomataksontidest 20 liiki olid sipelgad.

Antropogeense päritoluga toidu energeetiline osakaal karu toidus oli suurim kevadel ja sügisel, mil tähtsaimateks toiduobjektideks olid vastavalt koduloomade korjused ja teravili. Antropogeensete toiduobjektide kasutamine oli suurim uurimisala tihedama asulavälise inimasustuse ning põllumajandusmaastiku osakaaluga piirkonnas.

2005.a. sügisel jälgiti raadiotelemeetriselt üht emast karu, kelle kodupiirkonna suuruseks sel perioodil saadi 26,18 km² (100% MCP) ning kodupiirkonna tuumik-ala suurus oli 0,62 km². Selline kodupiirkonna suurus ja kasutusmuster peegeldab suhteliselt häid toitumistingimusi, kuna see tuleneb energiarikaste toiduobjektide agregeeritusest mosaiiksel põllumajandusmaastikul.

Toitumisharjumustest tulenevad potentsiaalsed konfliktid karu ja inimese vahel ei ole tõenäoliselt kuigi teravad. Metsade raiest tulenevatest põhjustest ning antropogeense toidu saadavuse muutustest tingitud toitumistingimuste muutused võivad kaasa tuua lülitumise looduslikele toiduobjektidele ning põhjustada muutuseid karupopulatsiooni paiknemismustris.

Summary

The diet and home range usage pattern in autumn of the brown bear (*Ursus arctos*) in Estonia

Food habits influence productivity, density and habitat use of brown bear population. These may also effect pray population or lead to conflict with human. Thereby knowledge of brown bear food habits is an assumption for sustainable management and protection of the local brown bear population.

The importance, seasonal variation, taxonomic composition and amount of anthropogenic food of bears food objects was found using fecal analysis of 142 excrements, which were collected in 2003-2004. In addition 21 stomach analyses were used collected in 2003-2004.

By energy content the most important food objects in spring were mammals, vegetation and cereal. Insects were one of the most important food objects in summer being at the second place after mammals by energy content. Opposite to spring and summer the most important food objects in autumn were energy rich plants: cereal, apples and berries. We found difference between years in using apples ($U=770$; $p=0,0002$) and berries ($U=676$; $p=0,00002$) in autumn.

We found 71 plant, 1 fungal and 31 animal taxons in the bear food. Among these plants 17 specimens were those which were important by their seeds or berries. Among the animal taxons 20 were ant specimens.

Energy content of anthropogenic food in the brown bear diet was larger in autumn and spring, when the most important food objects were carcasses of domestic animals and cereal, respectively. Use of anthropogenic food items was greatest in part of study area with highest human population density and larger portion of agricultural landscapes.

Home range of the female brown bear observed by using radiotelemetry in autumn 2005 was 26,18 km² (100% MCP) and core area within home range was 0,62 km². Home range size and usage pattern shows relatively good food conditions in this range and obviously it's a cause of aggregative distribution of energy-rich food in mosaic agricultural landscapes.

Due to the food habits potential conflict with humans isn't obviously very high. Changes in food habits, which are caused by deforestation and changes in available quantity of anthropogenic food, may contribute to the natural food consumption and it may also cause changes in distribution pattern of the local brown bear population.

Tänuõnad

Suurimad tänuõnad juhendaja Harri Valdmannile mitmekülgse abi eest. Siirad tänud ka Malle Lehele, Ants-Johannes Martinile, Ave Linnule ja Bellis Kullmannile, kes olid abiks erinevate liikide määramisel ning Marju Korstnale, kes oli abiks nii väli- kui laboratoorsetel töödel. Tänuõnad ka Peep Männilile, Jüri Saeallele, Aare Aaljale, Alo Lingile ning teistele loodushuvilistele ja jahimeestele, kes olid suureks abiks töö algmaterjali kogumisel. Samuti suured tänud Toomas Tammarule, Urmas Saarmale ja Reet Rannikule kriitiliste märkuste eest töö kirjutamisel. Toitumisuuring viidi läbi Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projekti “Pruunkaru toitumine ja elupaigavalik” osana, raadiotelemeetiline uuring toimus projekti „Suurkiskjad Põhjamaade maastikel“ (Norra Teadusfond) raames.

Kasutatud kirjandus

- Beckmann, J.P., Berger, J. 2003. Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. J.Zool., Lond. 261: 207-212
- Berducou, C., Faliu, L., Barrat, J. 1983. The food habits of the brown bear in the national park of the western Pyrenees (France) as revealed by faeces analysis. Acta Zoologica Fennica 174: 153-156
- Björvall, A., Sandegren, F., Wabakken, P. 1990. Large home ranges and possible early sexual maturity in Scandinavian bears. International Conference on Bear Research and Management 8: 237-241
- Blanchard, B.M., Knight, R.R. 1991. Movements of Yellowstone grizzly bears. Biol. Conserv. 58: 41-67
- Bunnell, F.L., Tait, D.E.N. 1980. Population dynamics of bears – implications. 75-98 in Dynamics of large mammal Populations edited by C.W.Fowler and T.D.Smith. John Wiley & Sons, New York.
- Burt, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. J. Mammal. 24: 346-352
- Cicnjak, L., Huber, D., Roth, H.U., Ruff, R.L., Vinovski, Z. 1987. Food habits of brown bears in Plitvice Lakes National Park, Yugoslavia. International Conference on Bear Research and Management 7: 221-226
- Clevenger, A.P., Purroy, F.J., Pelton, M.R. 1990. Movement and activity patterns of a European brown bear in the Cantabrian Mountains, Spain. International Conference on Bear Research and Management 8: 205-211
- Clevenger, A.P., Purroy, F.J., Pelton, M.R. 1992. Food habits of brown bears (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Mountains, Spain. Journal of Mammalogy 73: 415-421
- Collins, G.H., Kovach, S.D., Hinkes, M.T. 2005. Home range and movements of female brown bears in southwestern Alaska. Ursus 16(2): 181-189
- Couturier, M.A.J. 1954. L'ours brun, *Ursus arctos* L. Grenoble: xi + 904

- Dahle, B., Sørensen, O.J., Wedul, E. H., Swenson, J.E., Sandegren, F. 1998. The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia: effect of access to free-ranging domestic sheep *Ovis aries*. Wildl. Biol. 4(3): 147-158
- Dahle, B., Swenson, J.E. 2003a. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. J. Zool., Lond. 260: 329-335
- Dahle, B., Swenson, J.E. 2003b. Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. J. Anim. Ecol. 72: 660-667
- Danilov, P.I., Tumanov, I.L., Rusakov, O.S. 1993. Pruunkaru: Euroopa Venemaa loodeosa. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestin (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 21-37 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Eesti Kaardikeskus, 2000. Eesti kaart, 1:50 000. Tamsalu, O-35-29
- Elgmork, K., Kaasa, J. 1992. Food habits and foraging of the brown bear *Ursus arctos* in Central South Norway. Ecography 15: 101-110
- Fedriani, J.M., Fuller, T.K., Sauvajot, R.M. 2001. Does availability of anthropogenic food enhance densities of omnivorous mammals? An example with coyotes in southern California. Ecography 24: 325-331
- Frąckowiak, W., Gula, R. 1992. The autumn and spring diet of brown bear *Ursus arctos* in the Bieszczady Mountains of Poland. Acta Theriol. 37(4): 339 – 344
- Friebe, A., Swenson, J.E., Sandegren, F. 2001. Denning chronology of female brown bears in central Sweden. Ursus 12: 37-46
- Garshelis, D.L. 2002. Misconceptions, ironies, and uncertainties regarding trends in bear populations. Ursus 13: 321-334
- Gende, S.M., Quinn, T.P., Willson, M.F. 2001. Consumption choice by bears feeding on salmon. Oecologia 127: 372-382
- Große, C. 1999. Ants – an important food for brown bears (*Ursus arctos*) in Slovenia? Diploma Thesis, Philipps-Universität Marburg, 55
- Große, C., Kaczensky, P., Knauer, F. 2003. Ants: A food source sought by Slovenian brown bears (*Ursus arctos*)? Can.J.Zool. 81: 1996-2005

- Hamer, D., Herrero, S. 1987. Grizzly bear food and habitat in the front ranges of Banff Park, Alberta. International Conference on Bear Research and Management 7:199-213
- Hewitt, D.G., Robbins, S.T. 1996. Estimating grizzly bear food habits from fecal analysis. Wildl. Soc. Bul. 24: 547-550
- Hildebrand, G.V., Schwartz, C.C., Robbins, C.T., Jacoby, M.E., Hanley, T.A., Arthur, S.M., Servheen, C. 1999. The importance of meat, particularly salmon, to the body size, population productivity, and conservation of North American brown bears. Can.J.Zool.77: 132-138
- Huber, D., Roth, H.U. 1993. Movements of European brown bears in Croatia. Acta Theriol. 38 (2): 151-159
- Johansen, T. 1997. The diet of the brown bear (*Ursus arctos*) in central Sweden. M.Sc. Thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, 36
- Judin, V.G. 1993. Pruunkaru: Kaug-Ida lõunaosa. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestin (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 348-380 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Kaal, M. 1980. Pruunkaru. Tallinn.96
- Kaal, M. 1969. Pruunkaru (*Ursus arctos* L.) Eestis. Diplomitöö. Tartu Riiklik Ülikool. 97
- Kaljumäe, H. 1996. Kliima. Rmt.: Saaber, K. (koost.), Koguteos Virumaa: 92-94
- Kauhala, K., Holmala, K., Lammers, W., Schregel, J. 2006. Home ranges and densities of medium-sized carnivores in south-east Finland, with special reference to rabies spread. Acta Theriol. 51(1): 1-13
- Kenward, R. E., South, A.B., Walls, S.S. 2003. Ranges6 v1.2: For the analysis of tracking and location data. Anatrack Ltd., Wareham, UK.
- Kernohan, B.J., Gitzen, R.A., Millspaugh, J.J. 2001. Analysis of animal space use and movements. 125-166 in Radio Tracking and Animal Populations edited by Millspaugh, J.J. & Marzluff, J.M. Academic Press.
- Koehler, G.M., Pierce, D.J. 2003. Black bear home-range sizes in Washington: climatic, vegetative, and social influences. J. Mammal. 84(1): 81-91

- Korsten, M., Vulla, E., Leht, M., Valdmann, H., Saarma, U. 2004. Pruunkaru toitumisuuring andis põnevaid leide. Eesti Jahimees 3: 10-14
- Kudatkin, A.N., Tšestin, I.E. 1993. Pruunkaru: Kaukaasia. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestin (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 136-170 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Lavov, M.A. 1993. Pruunkaru: Valgevene. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestin (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 60-67 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Linnell, J.D.C., Smith, M.E., Odden, J., Kaczensky, P., Swenson, J.E. 1996. Strategies for the reduction of carnivore-livestock conflicts: a review. NINA Oppdragsmelding 443
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Smith, M.E., Aanes, R., Swenson, J.E. 1999. Large carnivores that kill livestock: do „problem individuals“ really exist? Wildl. Soc. Bull. 27: 698-705
- Linnell, J.D.C., Steuer, D., Odden, J., Kaczensky, P., Swenson, J.E. 2002. European Brown Bear Compendium. Safari Club International Foundation, Wildlife conservation Issues – Technical Series, 004A: 131pp.
- Litvaitis, J.A. 2000. Investigating food habits of terrestrial vertebrates. 165-189 in Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences edited by Boitani, L. & Fuller, T.K. Columbia University Press.
- Loskutov, A.V., Pavlov, M.P., Putškovski, S.V. 1993. Pruunkaru: Volga-Kama regioon. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestin (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 91-135 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Lucherini, M., Lovari, S. 1996. Habitat richness affects home range size in the red fox *Vulpes vulpes*. Behav. Proc. 36: 103-106
- Manchi, S., Swenson, J.E. 2005. Denning behaviour of Scandinavian brown bears *Ursus arctos*. Wildl. Biol. 11: 123-132
- Mano, T. 1994. Home range and habitat use of brown bears in the southwestern Oshima Peninsula, Hokkaido. International Conference on Bear Research and Management 9: 319-325

- MapInfo Corp. 2001. MapInfo Professional 6.5: mapping application
- Marzluff, M.J., Knick, S.T., Millspaugh, J.J. 2001. High-tech behavioral ecology: modeling the distribution of animal activities to better understand wildlife space use and resource selection. 309-326 in Radio Tracking and Animal Populations edited by Millspaugh, J.J. & Marzluff, J.M. Academic Press
- Mattson, D.J., Blanchard, B.M., Knight, R.R. 1991. Food habits of Yellowstone grizzly bears, 1977-1987. Can.J. Zool. 69: 1619-1629
- Mattson, D.J., Podruzny, S.R., Haroldson, M.A. 2002. Consumption of fungal sporocarps by Yellowstone grizzly bears. Ursus 13: 95-103
- McLoughlin, P.D., Ferguson, S.H., Messier, F. 2000. Intraspecific variation in home range overlap with habitat quality: a comparison among brown bear populations. Evol. Ecol. 14: 39-60
- McLoughlin, D.J., Case, R.L., Gau, R.J., Cluff, H.D., Mulders, R., Messier, F. 2002. Hierarchical habitat selection by barren-ground grizzly bears in the central Canadian Arctic. Oecologia 132: 102-108
- Mealey, 1980. The natural food habits of grizzly bears in Yellowstone national Park, 1973-74. in Pelton, M.R. (ed.), A Selection of Papers from the Third International Conference on Bear Research and Management, Moscow, USSR, June 1974. International Association for Bear Research and Management: 281-292
- Mertens, A., Promberger, C. 2001. Economic aspects of large carnivore-livestock conflicts in Romania. Ursus 12: 173-180
- Männil, P. 2004. Kõikide suurkiskjate arvukus tõuseb. Eesti Jahimees 7: 18-21
- Nielsen, S.E., Boyce, M.S., Stenhouse, G.B., Munro, R.H.M. 2002. Modeling grizzly bear habitats in the Yellowhead Ecosystem of Alberta: taking autocorrelation seriously. Ursus 13: 45-56
- Nomura, F., Higashi, S. 2000. Effects of food distribution on the habitat usage of a female brown bear *Ursus arctos yesoensis* in a beech-forest zone of northernmost Japan. Ecol. Research 15:209-217

- Pažetnov, V.S. 1990. Pruunkaru. Agropromizdat, Moskva: 215 (vene keeles)
- Pažetnov, V.S. 1993. Pruunkaru: Euroopa Venemaa keskosa. Rmt.: M.A.Vaisfeld, I.E. Tšestín (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 91-135 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Persson, I.-L., Wikan, S., Swenson, J.E., Mysterud, I. 2001. The diet of the brown bear *Ursus arctos* in the Pasvik valley, northeastern Norway. *Wildlife Biology* 7:27-37
- Powell, R.A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. 65-110 in *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences* edited by Boitani, L. & Fuller, T.K. Columbia University Press.
- Prange, S., Gehrt, S.T., Wiggers, E.P. 2004. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *J. Mammal.* 85(3): 483-490
- Pritchard, G.T., Robbins, C.T. 1990. Digestive and metabolic efficiencies of grizzly and black bears. *Can. J. Zool.* 68: 1645- 1651
- Quenette, P.-Y. 2002. Pyrenees brown bear restoration: five years after the first release. *International Bear News* 11(1):11-12
- Quinn, T.P., Kinnison, M.T. 1999. Size-selective and sex-selective predation by brown bears on sockeye salmon. *Oecologia* 121: 273-282
- Revenko, I.A. 1993. Pruunkaru: Kamtšatka.. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestín (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 380-403 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Rode, K.C., Robbins, C.T. 2000. Why bears consume mixed diets during fruit abundance. *Can. J. Zool.* 78: 1640-1645
- Rode, K.C., Robbins, C.T., Shipley, L.A. 2001. Constraints on herbivory by grizzly bears. *Oecologia* 128: 62-71
- Sagør, J.T., Swenson, J.E., Røskoft, E. 1997. Compatibility of brown bears *Ursus arctos* and free-ranging sheep in Norway. *Biological Conservation* 81: 91-95
- Samuel, M.D., Fuller, M.R. 1994. Wildlife radiotelemetry. 370-411 in *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*, 5th edition edited by Bookhout, T.A. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.

- Sato, Y., Mano, T., Seiki, T. 2005. Stomach contents of brown bears *Ursus arctos* in Hokkaido, Japan. *Wildl. Biol.* 11(2): 133-144
- Sæther, B.-E., Engen, S., Swenson, J.E., Bakke, Ø., Sandegren, F. 1998. Assessing the viability of Scandinavian brown bear, *Ursus arctos*, populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 83: 403-416
- Slobodjan, A.A. 1993. Pruunkaru: Ukraina. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestin (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 67-91 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Statistikaamet, 2001. 2000. aasta rahva ja eluruumide loendus I. Faktiline ja alaline rahvastik, rahvastiku paiknemine, soo- ja vanuskoosseis. Tallinn, 276
- Statistikaamet, 2004. Keskkond 2003. Tallinn, 124
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA, version 6: data analysis software system
- Swenson, J.E., Sandegren, F. 1996. Sustainable brown bear harvest in Sweden estimated from hunter-provided information. *J. Wildl. Res.* 1(3): 229-232
- Swenson, J.E. 1999. Does hunting affect the behavior of brown bears in Eurasia? *Ursus* 11: 157-162
- Swenson, J.E., Jansson, A., Riig, R., Sandegren, F. 1999. Bears and ants: myrmecophagy by brown bears in central Scandinavia. *Can.J. Zool.* 77: 551-561
- Swenson, J.E., Dahle, B., Sandegren, F. 2001. Bjørnens predasjon på elg. NINA Fagrapport 048: 1-22
- Teerink, B.J. 1991. Hair of West-European mammals. Cambridge Univ. Press, Cambridge
- Vaisfeld, M.A. 1993. Pruunkaru: Euroopa-Venemaa kirdeosa. Rmt.: M.A. Vaisfeld, I.E. Tšestin (koost.), Karud: pruunkaru, jääkaru, kaeluskaru. Nauka, Moskva: 37-51 (vene keeles, kokkuvõte inglise keeles)
- Valdmann, H., Saarma, U., Karis, A. 2001. The brown bear population in Estonia: current status and requirements for management. *Ursus* 12: 31-36
- Vulla, E. 2003. Pruunkaru (*Ursus arctos*) toitumine. Harjutustöö zooloogias, Tartu Ülikool, 40

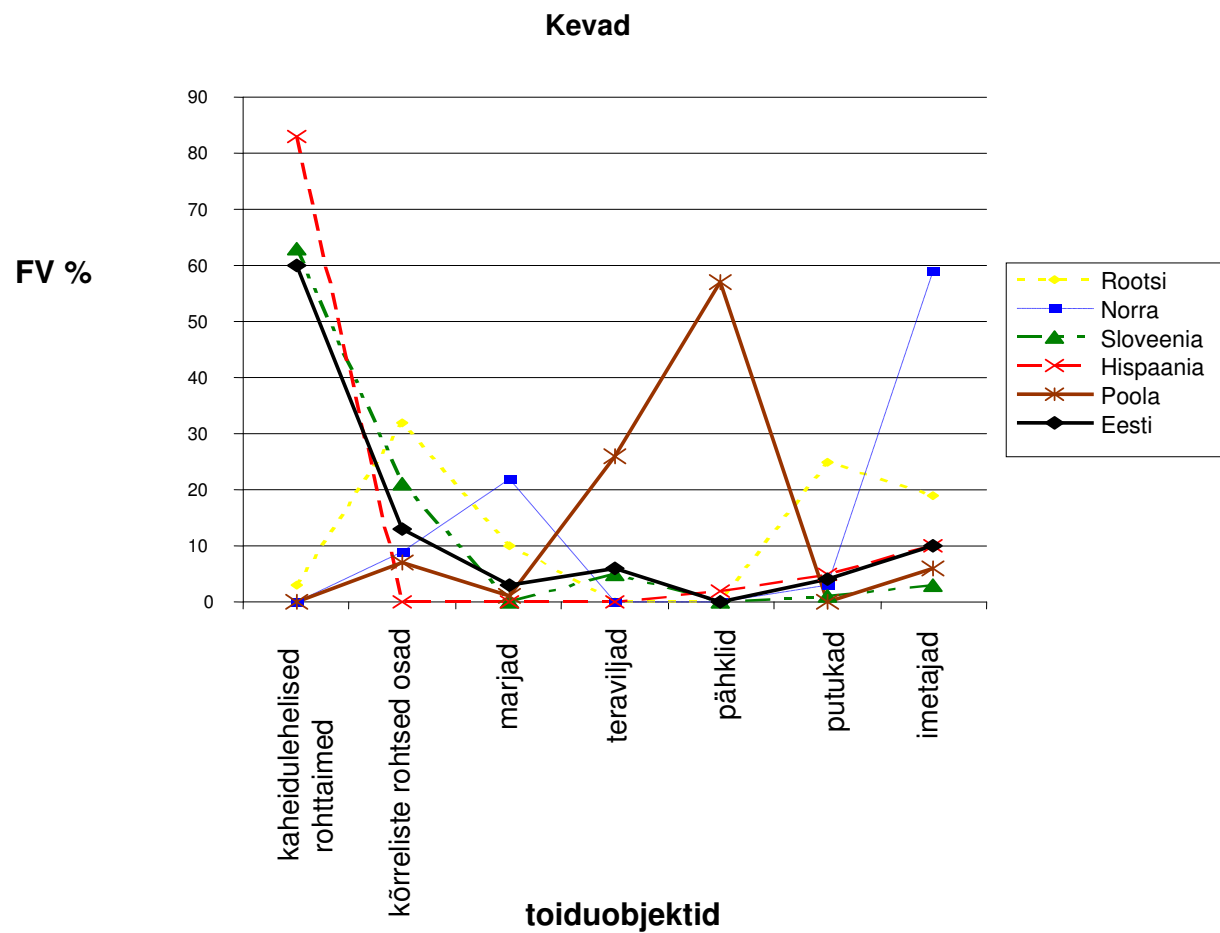
Welch, C.A., Keay, J., Kendall, K.C., Robbins, C.T. 1997. Constraints on frugivory by bears. *Ecology* 78(4): 1105-1119

White, D., Kendall, C.K., Picton, H.D. 1999. Potential energetic effects of mountain climbers on foraging grizzly bears. *Wildl. Soc. Bul.* 27(1): 146-151

Eesti Keskkonnaministeerium: www.envir.ee

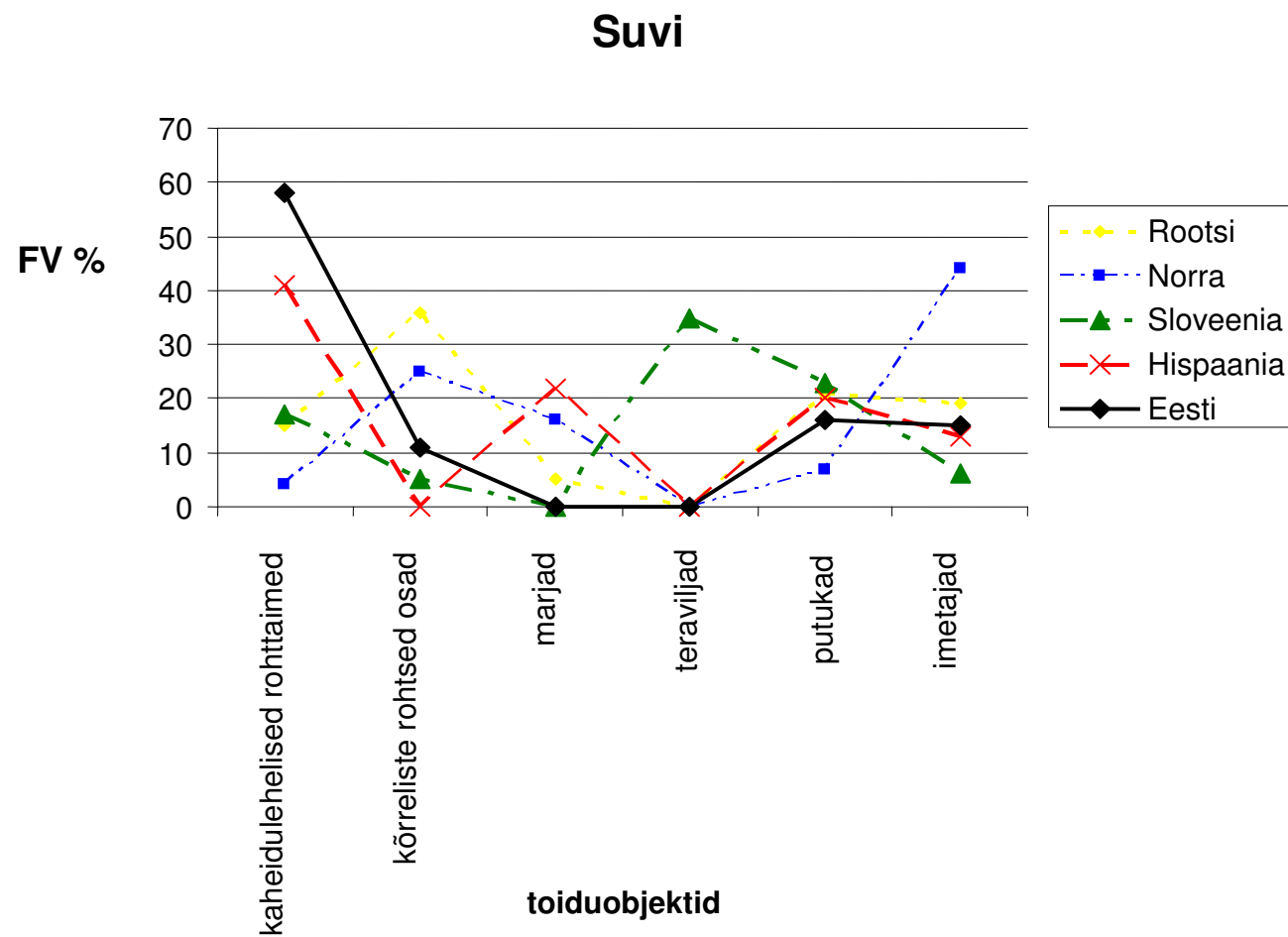
Pruunkaru toiduobjektide mahuline osakaal kevadistes ekskrementides Euroopa erinevates piirkondades.

(Rootsi – Johansen, 1997, Norra – Persson et al., 2001, Sloveenia - Große, 1999, Hispaania - Clevenger et al., 1992, Poola - Frackowiak & Gula, 1992)



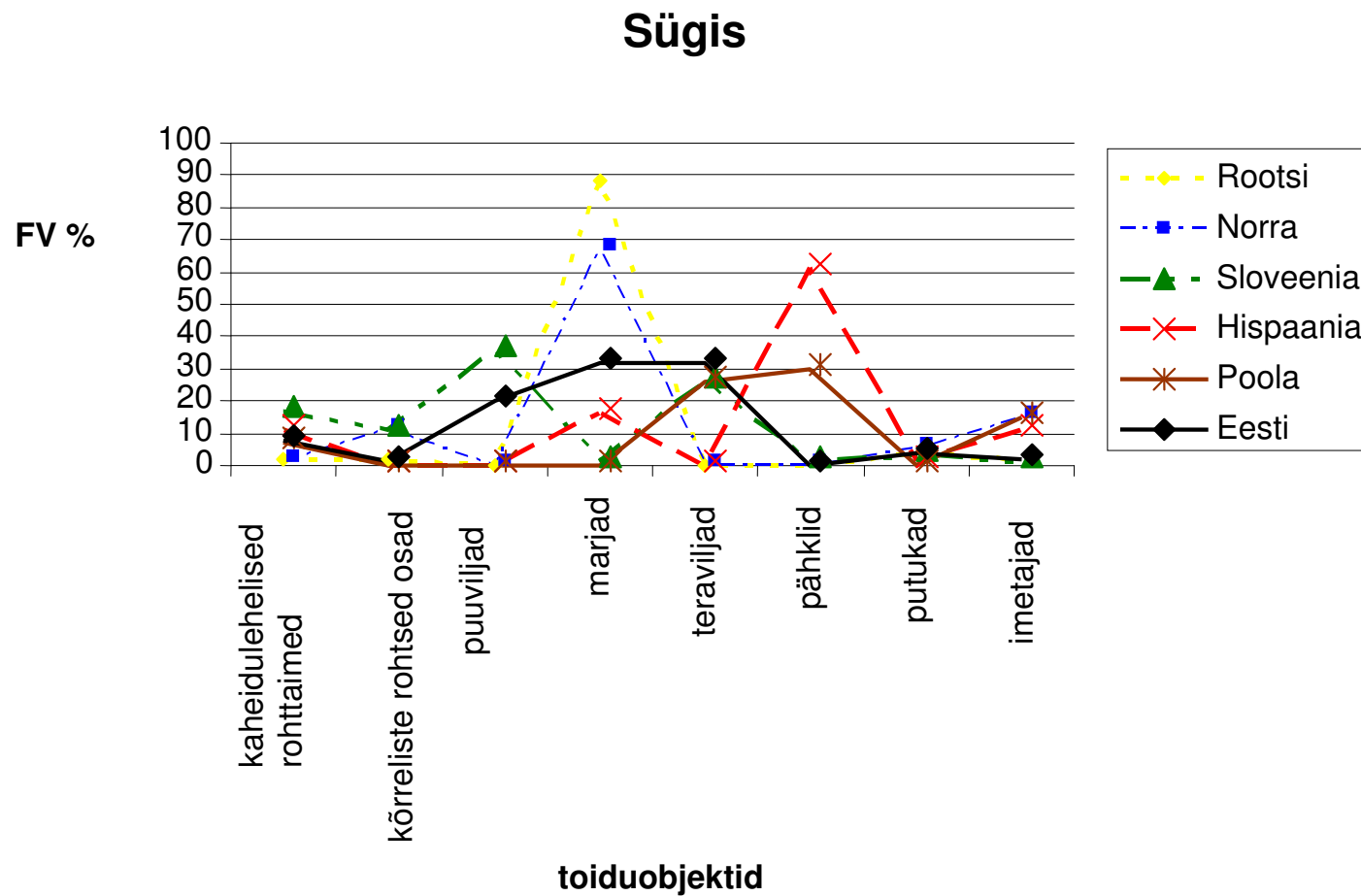
Pruunkaru toiduobjektide mahuline osakaal suvistes ekskrementides Euroopa erinevates piirkondades.

(Rootsi – Johansen, 1997, Norra – Persson et al., 2001, Sloveenia - Große, 1999, Hispaania - Clevenger et al., 1992)



Pruunkaru toiduobjektide mahuline osakaal sügisestes ekskrementides Euroopa erinevates piirkondades.

(Rootsi – Johansen, 1997, Norra – Persson et al., 2001, Sloveenia - Große, 1999, Hispaania - Clevenger et al., 1992, Poola – Frackowiak & Gula, 1992)



Pruunkaru ekskrementidest ja maosisustest leitud taimeliigid Eestis

1. Aasosi (*Equisetum pratense*)
2. Harilik haab (*Populus tremula*)
3. Harilik sarapuu (*Corylus avellana*)
4. Kõrvenõges (*Urtica dioica*)
5. Hapu oblikas (*Rumex acetosa*)
6. Roomav tulikas (*Ranunculus repens*)
7. Metstulikas (*Ranunculus cassubicus*)
8. Raps (*Brassica napus* subsp. *napus*)
9. Harilik unilook (*Sisymbrium officinale*)
10. Mõõl (*Geum* sp.)
11. Harilik vaarikas (*Rubus idaeus*)
12. Lillakas (*Rubus saxatilis*)
13. Maasikas (*Fragaria* sp.)
14. Kortsleht (*Alchemilla* sp.)
15. Aed-õunapuu (*Malus domestica*)
16. Harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*)
17. Kuslapuu (*Lonicera xylosteum*)
18. Harilik vaiker (*Acer platanoides*)
19. Paakspuu (*Frangula alnus*)
20. Must aroonia (*Aronia* ^x*prunifolia*)
21. Valge ristik (*Trifolium repens*)
22. Harilik naat (*Aegopodium podagraria*)
23. Mets-harakputk (*Anthriscus sylvestris*)
24. Harilik näär (*Pimpinella saxifraga*)
25. Harilik heinputk (*Angelica sylvestris*)
26. Siberi karuputk (*Heracleum sibiricum*)
27. Kanarbik (*Calluna vulgaris*)
28. Sookail (*Ledum palustre*)
29. Harilik jõhvikas (*Oxycoccus palustris*)
30. Sinikas (*Vaccinium uliginosum*)
31. Harilik mustikas (*Vaccinium myrtillus*)
32. Koldnõges (*Galeobdolon luteum*)
33. Hõlmine iminõges (*Lamium hybridum*)
34. Maajalg (*Glechoma hederacea*)
35. Must vägihein (*Verbascum nigrum*)
36. Kartul (*Solanum tuberosum*)
37. Külmamaailane (*Veronica chamaedrys*)
38. Suur teeleht (*Plantago major*)
39. Süstlehine teeleht (*Plantago lanceolata*)
40. Lodjapuu (*Viburnum opulus*)
41. Harilik kellukas (*Campanula patula*)

42. Linnukapsas (*Lapsana communis*)
43. Harilik jänesesalat (*Mycelis muralis*)
44. Takjas (*Arctium sp.*)
45. Seaohakas (*Cirsium oleraceum*)
46. Villohakas (*Cirsium heterophyllum*)
47. Võilill (*Taraxacum sp.*)
48. Soo-koeratubakas (*Crepis paludosa*)
49. Paiseleht (*Tussilago farfara*)
50. Luga (*Juncus sp.*)
51. Piiphein (*Luzula sp.*)
52. Põldtimut (*Phleum pratense*)
53. Aas-rebasesaba (*Alopecurus pratensis*)
54. Soo-kastehein (*Agrostis canina*)
55. Valge kastehein (*Agrostis stolonifera*)
56. Kastik (*Calamagrostis sp.*)
57. Luht-kastevars (*Deschampsia caespitosa*)
58. Harilik kaer (*Avena sativa*)
59. Longus helmikas (*Melica nutans*)
60. Harilik sinihelmikas (*Molinia caerulea*)
61. Harilik kerahein (*Dactylis glomerata*)
62. Ahtalehine nurmikas (*Poa angustifolia*)
63. Aasnurmikas (*Poa pratensis*)
64. Harilik aruhein (*Festuca pratensis*)
65. Punane aruhein (*Festuca rubra*)
66. Harilik nisu (*Triticum aestivum*)
67. Harilik orashein (*Elymus repens*)
68. Harilik oder (*Hordeum vulgare*)
69. Kõrkjas (*Scirpus sp.*)
70. Tarn (*Carex sp.*)
71. Käpaline (*Orchidaceae*)

Pruunkarude ekskrementidest ja maosisustest leitud sipelgaliigid Eestis

1. Mullamurelane (*Lasius niger*)
2. Niidumurelane (*Lasius flavus*)
3. Hall murelane (*Lasius alienus*)
4. Juuremurelane (*Lasius umbratus*)
5. Puumurelane (*Lasius fuliginosus*)
6. Palukuklane (*Formica polyctena*)
7. Laanekuklane (*Formica aquilonia*)
8. Sametkuklane (*Formica cinerea*)
9. Liivakuklane (*Formica pratensis*)
10. Tuhmjas kuklane (*Formica cunicularia*)
11. Arukuklane (*Formica rufa*)
12. Röövkuklane (*Formica sanguinea*)
13. Raudkuklane (*Formica fusca*)
14. Niidukuklane (*Formica execta*)
15. Karukuklane (*Formica lugubris*)
16. Kännukuklane (*Formica truncorum*)
17. Tavarautsik (*Myrmica ruginodis*)
18. Niidurautsik (*Myrmica rubra*)
19. Lääne-hobusipelgas (*Camponotus ligniperda*)
20. Taiga-hobusipelgas (*Camponotus herculeanus*)
21. *Camponotus fallax*