

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Magistritöö maastikuökoloogias ja keskkonnakaitstes

Eesti gümnaasiumiõpilaste ökoloogiline jalajälg

Age Poom

Juhendaja: prof Rein Ahas

Tartu 2010

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Teoreetilised lähtekohad	5
2.1. Inimtegevus ja looduse kandevoime	5
2.1.1. Ökoloogiline majandus.....	5
2.1.2. Majanduskasv ja keskkonnamõju.....	6
2.1.3. Leibkondade keskkonnakasutus	7
2.2. Ökoloogilise jalajälje meetod	14
2.2.1. Sissejuhatus	14
2.2.2. Eeldused	14
2.2.3. Piirangud	16
2.2.4. Ökoloogilise jalajälje arvestus.....	18
2.2.5. Riikide ökoloogiline jalajalg	28
3. Materjal ja metoodika	31
3.1. Uurimus.....	31
3.1.1. Valim.....	31
3.1.2. Metoodika.....	34
3.1.3. Küsimustiku täitnute üldised tunnused.....	36
3.2. Ökoloogilise jalajälje kalkulaator	37
3.2.1. Elukoht	37
3.2.2. Transport	38
3.2.3. Toitumine	38
3.2.4. Kaupade ja teenuste tarbimine	39
4. Tulemused.....	40
4.1. Keskmised näitajad	40
4.2. Sotsiaalmajanduslikud tegurid	41
4.3. Demograafilised tegurid.....	46
4.4. Geograafilised tegurid.....	47
4.5. Elamu tunnused.....	57
5. Arutelu	60
6. Kokkuvõte.....	67
7. Summary.....	69
Tänu sõnad	71
Kirjandus.....	72
Lisa 1. Kooliõpilaste uurimuses kasutatud ökoloogilise jalajälje intensiivsused	80
Lisa 2. Ökoloogilise jalajälje kalkulaatori küsimustik	83

1. Sissejuhatus

Inimkonna keskkonnakasutus on rahvaarvu kasvu, industrialiseerumise, linnastumise ja tarbimise muutuste tõttu tõusuteel, kuid sellega kaasnevad ka tõsised keskkonnamõjud, oht kurnata välja olemasolevad ressursid ja halvata loodusvarade taastumisvõimet. Seetõttu on oluline tunda nii inimtegevuse keskkonnakasutuse määra kui ka looduse kandevõimet, mõista, millised tegurid mõjutavad inimeste tarbimismustrit ja eluviisi, et leida tee keskkonnahoidlikuma ja jätkusuutlikuma ühiskonnakorralduse poole.

Magistritöö eesmärk on mõõta ökoloogilise jalajälje meetodi abil Eesti gümnaasiumiõpilaste keskkonnakasutust, selle sõltuvust sotsiaalmajanduslikest ja demograafilistest teguritest ning geograafilisest paiknemisest. Ökoloogiline jalajalg on summaarne näitaja, mis väljendab inimeste keskkonnakasutuse suurust võrreldes Maa ökosüsteemide taastootlikkusvõimega standardiseeritud ühikutes: globaalhektaris inimese kohta aastas (Wackernagel *et al.* 2006b). Keskkonnakasutuse arvutamisel lähtutakse inimtegevuse nõudlusest selliste ökosüsteemi toodete ja teenuste järele, mis tulenevad maakera pinna suutlikkusest kasvatada elusainet, nt toidu ja tooraine tootmine, süsihappegaasi eraldamine õhust ja eluruumi pakkumine inimesele (Wackernagel *et al.* 2006b).

Töö teostamiseks viis autor läbi Eesti gümnaasiumiõpilaste küsitlusuuringu ökoloogilise jalajälje veebikalkulaatori vahendusel. Ökojalajälje kalkulaatori arvutusmetoodika koostamist ja gümnaasiumiõpilaste uuringu läbiviimist toetas SA Keskkonnainvesteeringute Keskus.

Töös käsitlemist leidvad uurimisküsimused on järgmised.

1. Kui suur on Eesti gümnaasiumiõpilaste keskkonnakasutust väljendav ökoloogiline jalajalg?
2. Millised sotsiaalmajanduslikud ning demograafilised tunnused määravad õpilaste keskkonnakasutust?
3. Kui palju varieerub ökoloogiline jalajalg geograafilisest asukohast lähtuvalt?
4. Kuidas mõjutab elamu tüüp õpilaste keskkonnakasutust?
5. Kuidas jaguneb õpilaste ökoloogiline jalajalg erinevate tarbimiskategooriate vahel?

Kooliõpilased on ühiskonnagrupp, kelle iseseisvad tarbimisharjumused on alles kujunemisjärgus. Nende praegune keskkonnakasutus sõltub olulisel määral nende perede otsustest ja võimalustest. Kodust saavad nad kaasa suure osa tõekspidamistest ja elustiilist, kool annab neile teadmisi, õpetab süsteemselt mõtlema ning kujundab kodu, sõprade ja laiemalt terve ühiskonna kõrval õpilaste väärtushinnanguid. Need tegurid mõjutavad kooliõpilaste tulevast keskkonnakasutust, laiemalt ka Eesti elanikkonna keskkonnoormust.

Magistritöö on üles ehitatud järgmiselt. Teoreetilise sissejuhatuse peatükis tutvustatakse inimese keskkonnakasutuse põhilisi tõukejõude ja ökoloogilise jalajälje meetodit kui keskkonnoormuse indikaatorit. Materjali ja metoodika peatükis antakse ülevaade uurimuse läbiviimisest ja ökoloogilise jalajälje kalkulaatori ülesehitusest. Uurimistulemusi analüüsitakse neljandas peatükis ning viiendas peatükis arutletakse tulemuste üle, seostades neid varasemate uurimustega.

2. Teoreetilised lähtekohad

2.1. Inimtegevus ja looduse kandevõime

2.1.1. Ökoloogiline majandus

Inimese elutegevus on otseses sõltuvuses loodusest. Tarbimismaailmas mõeldakse esmalt sageli vaid toidu, tooraine ja energiakandjate olemasolule, kättesaadavusele ning kvaliteedile, ent inimene vajab märksa laiemat looduse poolt pakutavate hüvede ringi. Seda nimetatakse looduskapitaliks – eluks vajalike ressursside allikas, elutegevuse käigus tekkinud jääkproduktide vastuvõtja ning ainus elutegevust võimaldavate „teenuste pakkuja” Maal (Lawn 2006a). Neid looduskapitali funktsioone, nt hapnikusüntees, aineringed või looduse rekreatiivsed toimed, mida inimene nii elus püsimiseks kui ka elule lisaväärtuse andmiseks vajab, nimetatakse ökosüsteemi teenusteks (Costanza *et al.* 1997). Koos inim- ja tehiskapitali teenustega loovad ökosüsteemi teenused aga inimeste heaolu (Costanza *et al.* 1997). Ekins *et al.* (2003) jagavad looduskapitali ehk ökoloogilise kapitali poolt pakutavad teenused nelja rühma: tooraine pakkumine toiduks, ehituseks, kütteks jm; jäätmete ja heitmete sidumine; elutegevuseks hädavajalike tingimuste loomine, nt kliimaregulatsioon ja mugavusteenused. Seda osa looduskapitalist, mis loob eluvõimalused, ei ole asendatav ei mõne teise looduskapitali osa ega tehiskapitaliga ja mille kadu on pöördumatu, nimetatakse kriitiliseks looduskapitaliks (Ekins *et al.* 2003). Viimase vähenemisel ja teiste ökosüsteemi hüvede ülemäärasel kasutusel kurname looduskapitali välja ning keskkonnaseisund ja ühes sellega inimeste elukeskkond halveneb. Teisalt on looduskapitalil võime loodusvarasid taastoota. Kapitali vähenemise ja taastootmise vaheline tasakaal sõltub sellest, kuidas inimkond looduskapitali „majandab”.

Siit jõuame põhiküsimuseni: kas inimtegevus on pikas perspektiivis jätkusuutlik? Sellele vastamiseks tuleb pidada looduskapitali majandamise üle arvestust. Terminid „kapital”, „teenused”, „majandamine” ja „arvestus” viitavad käsitluse majanduslikule vaatenurgale. Ökoloogiline majandus ongi transdistsiplinaarne valdkond, mis uurib öko- ja majandussüsteemide vahelisi seoseid (Costanza 1991; Daly, Farley 2004; SEI 2010). Et inimkond oskaks vastu võtta otsuseid, mis tagavad tasakaalu säilimise looduskapitali kasutuse ja taastootmise vahel, on viimase poole saajandi vältel loodud rida looduskapitali piire, kasutust ja majandustegevuse ökoloogilist jätkusuutlikkust hindavaid meetodeid. Näidetena võib tuua süsteemide energiavoogude analüüsi *eMergy* (Odum, Odum 2006), I=PAT võrrandi (Ehrlich, Holdren 1971; Daily, Ehrlich 1992), maakera ökosüsteemide esmase puhastoodangu (Woodwell, Whittaker 1968) ja selle inimkasutuse arvutused (Vitousek *et al.* 1986; Haberl 1997; Erb *et al.* 2009),

keskkonna kandevõime ja kasvu piiride käsitle (Meadows *et al.* 1972, *cit.* Meadows *et al.* 2006; Ehrlich 1982; Graymore *et al.* 2010), keskkonnaruumi mõiste (Opschoor 1987, *cit.* Opschoor 2010), materjali- ja energiavoo analüüsi (European Communities 2001; Krausmann *et al.* 2004), olulusringi analüüsi (Eesti Standardikeskus 2006), ökoloogilise jalajälje meetodi (Rees 1992; Wackernagel, Rees 1996), ökoefektiivsuse hindamise (Glauser, Muller 1997; Randla *et al.* 2002), süsinikuruumi määramise (Parikh, Parikh 2001; Opschoor 2010), jätkusuutliku majandusliku heaolu indeksi (*Index of Sustainable Economic Welfare*, ISEW, alusepanijaks Daly ja Cobb 1989, *cit.* Lawn 2006b) ja nn puhta arengu indikaatori (*Genuine Progress Indicator*, GPI; Talberth *et al.* 2007a). Kaasaegsete inimkonna ressursi- ja energiatarve jälgimise ning keskkonna kandevõime hindamise käsitluste juured ulatuvad aga juba sajandite taha. Esimeseks ökoloogilise arvepidamise katseks võib pidada Prantsuse majandusteadlase François Quesnay 1758. a tööd *Tableau Economique*, milles ta analüüsis muuhulgas maaviljakuse ja heaolu vahelisi suhteid (Wackernagel, Rees 1996: 48).

2.1.2. Majanduskasv ja keskkonnamõju

Keskkonnakasutuse tõukejõud võtab ülalnimetatud indikaatoritest kokku Ehrlichi ja Holdreni (1971) I=PAT (*Influence = Population * Affluence * Technology*) võrrand ehk keskkonnamõju on võrdeline rahvaarvu, rikkuse (tarbimismäär inimese kohta või SKP) ja tehnoloogilise muutuse (sh industrialiseerimine) tasemega. Seost on arvukates uuringutes täpsustatud, muudetud tundlikumaks erinevate tegurite suhtes ja kohandatud vastavale ühiskonnale (Roca 2002; Schulze 2002; Waggoner, Ausubel 2002; York *et al.* 2003), kuid sõnum on selge: rahvastiku kasvades, rikkuse ja heaolu suurenedes ning ühiskonna moderniseerudes keskkonnakoormus suureneb, kuid tehnoloogia taseme ja efektiivsusega on võimalik keskkonnamõju leevendada. Sellele räägib kaasa Kuznetsi keskkonnakõvera hüpotees¹, mille järgi sissetulekute või majanduskasvu algaasis keskkonnakahju suureneb, kuid jõuab edasise kasvu tingimustes murdepunkti ning hakkab langema (Stern 2004). Kuigi kõverat põhjustavat mehhanismi ei ole suudetud tuvastada, on keskkonnakahjude võimalikku vähenemist püütud seletada tarbimiseelistuste ja tehnoloogia muutusega: sissetulekute suurenedes kasvab väiksema keskkonnakoormusega toodete/teenuste tarbimise proportsioon ja vajadus kvaliteetse elukeskkonna järele ning saaste ennetus- ja likvideerimismeetodid paranevad tehnoloogia arenguga (Lenzen *et al.* 2006). Kui hüpotees

¹ Nimetatud vene päritolu Ameerika Ühendriikide majandusteadlase Simon Smith Kuznetsi (1901–85) järgi.

osutuks tõestatuks, näitaks see, et majanduskasv ei ole mitte kõrge keskkonnakvaliteedi saavutamise takistus, vaid hoopis eeldus (Lenzen *et al.* 2006). Kuznetsi keskkonnakõvera hüpoteesi paikapidamine on siiski tugeva kahtluse all, sest seost riikide sissetulekute kasvu ja saaste vähenemise vahel ei ole leitud, vaid mõne üksiku (lokaalse, lühiajalise ja kergemini hallatava) saasteaine puhul võib ilmnedä kõverakujuline käitumine (Perman, Stern 2003; Stern 2004; Lenzen *et al.* 2006; Roca, Serrano 2007).

Seega ei saa majanduskasvu kõrge keskkonnakvaliteedi saavutamise eeltingimusena siiski välja tuua. Seda seisukohta toetab jätkusuutliku tasaarengu (*sustainable degrowth*) teooria: majanduskasvu soodustamise ja turusuhetele keskendumise asemel tuleb laiendada inimsuhteid, liikuda sügavama demokraatia, ökosüsteemide kaitse ja ökoloogilise jätkusuutlikkuse, heaolu võrdsema jaotuse ning väiksema toodangu ja tarbimisega ühiskonnakorralduse poole (Schneider *et al.* 2010). Ökoloogilise majanduse põhimõtetele toetumine on selleks möödapääsmatu. Samavõrd vajalik on, et muutuse otsus võetaks vastu ühiselt ja vabatahtlikult, et saavutada tasaarengu eelduseks olev inimeste elustiili muutus (Schneider *et al.* 2010). Tervet ühiskonda haaravas altruismis ja vabatahtlikkuses kahtleb sügavalt van den Bergh (2010), sest inimeste isekad ja kasuahned iseloomujooned ei kao. Sekkuma peab kõrgemal tasandil, kasutades efektiivseid piiranguid nagu üleilmsed saastekvoodid ja väliskulusid sisaldavad hinnad, et muuta inimeste tarbimisharjumusi (van den Bergh 2010). Van den Bergh (2010) toetab Victori (2008) jt mõtet, et oluline on loobuda SKP tõusu, st üksnes majanduskasvu eesmärgist riigi tasandil, selle asemel tuleb toetuda teistele, detailsematele indikaatoritele, mis kajastavad ka ökoloogilist ja sotsiaalset jätkusuutlikkust.

2.1.3. Leibkondade keskkonnakasutus

Inimeste elustiil on üks võtmetegureid, mis määrab ühiskondade keskkonnakoormuse. Väikseim sotsiaalne üksus, millel on oma terviklik tarbimismuster, on leibkond, sest suur osa vastavaid otsuseid tehakse leibkonna, mitte üksikisiku tasandil (Biesot, Noorman 1999). Seega tuleb mõista ja hinnata leibkondade tarbimismustrit, et vähendada majanduse keskkonnakoormust (Wier *et al.* 2005). Leibkondade ressursitarvet ja jäätmete-heitmete teket nimetatakse leibkonna ainevahetuseks (*household metabolism*; Turner 1998). 1970. aastatel pani Robert Herendeen alguse leibkonna energiakasutuse uuringutele, analüüsidest tehtud kulutusi tarbimiskategooriate energiaintensiivsuse kaudu ja kasutades selleks makromajanduslikku sisend-väljundanalüüsi

(Herendeen, Tanaka 1976; Herendeen 1978; Herendeen *et al.* 1981). Nimetatud varaste uurimuste peamised järeldused olid järgmised: oluline osa leibkonna energiatarbest on seotud kaupade kaudse energiasisaldusega; energia kogutarbe kasv on väiksem kui kulutuste suurenemine; energiatarve inimese kohta kahaneb leibkonna suurenedes; vaesematel leibkondadel moodustavad kulutused kodumajapidamise energiatarbele ja autokütustele oluliselt suurema osakaalu kogu energiakasutusest kui rikkamatel leibkondadel; linnaleibkondadel on väiksem energiaintensiivsus kui linnalise eluviisiga maaleibkondadel (st kus ei tegeleta talupidamisega). Sarnastele järeldustele on jõutud arvukate hilisemategi analüüside käigus, nt Biesot, Noorman 1999, Wier *et al.* 2001, Reinders *et al.* 2003, Lenzen *et al.* 2006 või Druckman, Jackson 2008.

Leibkondade keskkonnakasutust mõjutavad mitmed neist nii sõltuvad ehk sisemised kui ka sõltumatud ehk välised tegurid. Viimaste alla võib liigitada nt ühiskonna kultuuritausta, kliimaatilised tingimused, rahvastiku tiheduse, linnastumise määra, majandusstruktuuri ja energeetikasektori ülesehituse, üldise tehnoloogilise taseme või linnaplaneerimise küsimused, sh ühistranspordi korraldus. Väliste tegurite mõjul varieerub eri riikide elanike keskkonnakoormus (York *et al.* 2003; Lenzen *et al.* 2006; Kerkhof *et al.* 2009). Leibkondade tarbimismustrit määravad sisemised tegurid võivad olla nii demograafilised, majanduslikud, sotsiaalsed kui ka psühholoogilised. Sisemised tegurid ei ole vabad välistest teguritest, vaid asuvad nende raamistikus ja kokkuvõttes on erinevad tegurid põimunud kompleksseks struktuuriks.

Majanduslikud tegurid

Majanduslikest teguritest on juba eespool nimetatud sissetulekute ja tarbimise korrelatsiooni: sissetulek määrab suures ulatuses leibkonna keskkonnakoormuse ning Kuznetsi keskkonnakõvera hüpoteesi murdepunkti olemasolu ei ole tõestatud (York *et al.* 2003; Lenzen *et al.* 2004; Moll *et al.* 2005; Druckman *et al.* 2008; Mackenzie *et al.* 2008). Energiakasutuse analüüsil eristatakse otsesest (küte, elekter, autokütus) ja kaudset (muu transport, toit jm kaubad, teenused) energiatarvet: otsese energia kasutus varieerub sissetulekute lõikes vähem kui kaudne energiatarve ning vaesemate leibkondade kulutustest moodustab otsene energiatarve oluliselt suurema osa kui rikkamate leibkondade väljaminekutest (Herendeen, Tanaka 1976; Herendeen 1978; Lenzen *et al.* 2004; Moll *et al.* 2005; Benders *et al.* 2006). Energiakasutusuuringute teine peaaegu ühine järeldus on see, et energiatarbe ja sellega kaasneva keskkonnamõju kasv toimub ebaproportsionaalselt kulutuste suurenemisega, sest kõrgema sissetulekuga inimesed hakkavad enam tarbima madalama energiaintensiivsusega tooteid nagu erinevad teenused, luksuskaubad või vaba aja harrastused (Lenzen *et al.* 2004; Lenzen *et al.* 2006; Druckman, Jackson 2008;

Wiedmann *et al.* 2008). Siiski kasvavad rikkama elanikkonna väljaminekud ka suure keskkonnamõjuga valdkondadele nagu õhustransport või elektrikasutus (Wiedmann *et al.* 2008). Juhul kui otsene energiakasutus on väikese CO₂ intensiivsusega, nt hüdroenergia suure osakaalu tõttu riigi energiasüsteemis, võib kõrgemates sissetulekurühmades suureneda keskkonnamõju enam kui proportsionaalselt väljaminekutega (Moll *et al.* 2005; Lenzen *et al.* 2006). Sarnane mõju suurenemine esineb ka riikides, kus olulisel määral kasvavad rikkama elanikkonna kulutused transpordile (nt Rootsis, Norras või Brasiilias vastupidiselt Hollandile; Cohen *et al.* 2005; Hertwich 2005; Lenzen *et al.* 2006; Kerkhof *et al.* 2009).

Sotsiaaldemograafilised tegurid

Sotsiaaldemograafilistest teguritest peetakse oluliseks leibkonna struktuuri – leibkonnaliikmete arvu, vanust, sugu, haridustaset ja sotsiaalset staatust. Leibkonna suurenedes kogukoormus kasvab, aga inimese kohta arvestatuna väheneb, sest leibkonnas jagatakse ressursse (Wier *et al.* 2001; Kok *et al.* 2003; Moll *et al.* 2005; Lenzen *et al.* 2006; Abrahamse, Steg 2009). Seos on uurimusesti varieerunud, nt Biesot ja Noorman (1999) leidsid, et oluline erinevus esineb vaid ühe- ja mitmeliikmeliste leibkondade energiatarbes inimese kohta, st et suuremate perede omavahelised erinevused ei ole märkimisväärsed. Wier *et al.* (2001) näitasid, et kui leibkonnaliikmete arvu asemel kasutada tarbijaühikuid (st iga täiendav täiskasvanu ja lapsed on väiksema tarbimiskoormusega), siis leibkonnaliikme keskkonnamõju ei sõltu enam leibkonna suurusest. Leibkonna tarbimisharjumused sõltuvad ka selle vanuselisest koosseisust, sotsiaalsest staatusest ja elukohast: nt Wier *et al.* (2005) jõudsid järeldusele, et kõige suurema keskkonnamõjuga on keskmise sissetulekuga keskmises vanuses oma majas elav Taani pere; Moll *et al.* (2005) näitasid, et oluliselt varieerub Suurbritannia lastega perede (väiksem), ilma lasteta tööeliste liikmetega leibkondade (suurim) ja pensionäride keskkonnamõju. Uus-Meremaa vanusekohortide ökoloogilist jalajälge analüüsid McDonald *et al.* (2006), et kõrgeim on see tööelisel elanikkonnal ja madalaim kuni 15-aastastel inimestel ning et rahvastiku vananedes suureneb riigi ökojalajalg elaniku kohta. Norra ja Suurbritannia pensionäride ja tööeliste liikmetega leibkondade energiatarvet analüüsid Kok *et al.* (2003), et pensionäride energiatarbes on suurem osakaal kütteil ja elektril, väiksem aga rekreatsioonil, transpordikasutusel ja riidekaupade tarbimisel. Tallinna tagamaa uusasumielanike liikumiskäitumise ökoloogiline jalajalg varieerub selgelt sotsiaalse staatuse lõikes, olles ligi neli korda kõrgem iseendale töötajail kui kooliõpilastel (Poom 2006). Soost tulenevad kulutuste ja keskkonnamõjude erinevused seisnevad meeste sagedasemas väljas söömisel, suuremas

alkoholi ja tubaka tarbimises, transpordikasutuses ja autoga seotud kulutustes, samas kui naised kulutavad enam toidule, hügieeni- ja majapidamistarvetele ning apteegikaupadele (Räty, Carlsson-Kanyama 2010). Samuti ostavad naised enam riidekaupu ning viimase poolesaja aasta jooksul on see kulu mitmekordistunud (Birch *et al.* 2004). Sugudevahelisi tarbimiserinevusi jälgides ilmneb nende erinev roll leibkonnas ning osa kulutusi jaotub tegelikkuses terve pere peale.

Geograafilised ja elamuga seotud tegurid

Elukohaga seotud tegurid – piirkonna asustustihedus ja -struktuur, kaugus tõmbekeskusest, elamutüüp, hoone vanus – mõjutavad leibkonna keskkonnakoormust mitmeti ning suuremas plaanis on tegemist (linna)planeerimise küsimustega. Linnastumisega muutuvad inimeste sotsiaalsed huvid ning tarbimiskäitumine. Selleks loob võimalused linnaelanike kõrgem keskmine sissetulek (Wiedmann *et al.* 2008). Kuid mitte ainult linnastumine ei tähenda keskkonnakoormuse kasvu: ka hajaasustuspriirkonnas võib elada linnalise eluviisi ja tarbimisharjumustega ning üha suurem osa „edukate“ linnade ja riikide kesk- ja kõrgemast klassist kolib väljapoole linna piire (Satterthwaite 2009). Kuigi linnaelanike arvu ja sealse majanduse kasv on üleilmselt suure keskkonnakoormuse põhjustajaks, peetakse eeslinnastumise mõju ökosüsteemidele sageli tugevamaks (Millennium Ecosystem Assessment 2005: 797). Ka Eestis on toimunud märkimisväärne eeslinnastumine põhirõhuga Tallinna ümbruses (Tammaru *et al.* 2009). Linn ja selle tagamaa on omavahel tihedalt seotud majanduslike, sotsiaalsete ja ökoloogiliste funktsioonide kaudu (Allen 2003). Linn impordib olulise osa oma ressursikasutusest kas tagamaalt või kaugematelt aladelt, olles jaotanud oma maavajaduse enda territooriumist märksa suurema piirkonna peale (Rees 1992; BFF 2002; Wackernagel *et al.* 2006a; Wood, Garnett 2009). Läänemere regiooni linnade, sh Tallinna ökojalajälje uuringus jõuti järeldusele, et linnad vajavad 565–1130 korda endast suuremat maa-ala oma ressursitarbe katmiseks ja jäätmete sidumiseks (Folke *et al.* (1997).

Vaadates lähemalt elamutüübist kui ühest elukoha aspektist tulenevat keskkonnakoormust, võib öelda, et eramute energiavajadus ületab korterite oma (Lenzen *et al.* 2004; Holden, Norland 2005; Wier *et al.* 2005), lisaks on eramutes sageli rohkem kasulikku pinda inimese kohta kui korterites, mis suurendab energiakulu elaniku kohta (Walker 1995). Walker (1995) näitab, et erinevat tüüpi eramute ja kortermajade elanike elukoha ja transpordi ökoloogiline jalajälg erineb oluliselt, sealjuures kõrgeim ökojalajälg on suurte kinnistutega eramuelanikel ja väikseim paljukorteriliste majade elanikel. Seoses viimaste aastakümnete energiasäästlikuma ehituspraktikaga on aga

korterite ja eramute energiakulu erinevused vähenenud (Holden, Norland 2005). Samas näitavad Nässén ja Holmberg (2005), et Rootsi uuselamute energiakasutuse efektiivsus tõusis 1970.–80. aastatel, kuid 1990. aastatel kasv üllatuslikult peatus. Eestis on oluliselt paremad võimalused elamute energiasäästlikumaks muutmiseks loodud viimasel aastakümnel seoses energiasäästu sihtprogrammide rakendamisega (MKM 2007). Siinsete uuselamute energiatarbe vähendamisele on kaasa aidanud karmimad ehitusnõuded, samas on vastupidise tendentsina eramute kasulik pind inimese kohta suurenenud ja kõrgem elukvaliteet tingib suurema energiakasutuse (TUT 2007). Eramajad vajavad korterelamutest oluliselt rohkem pinda, mis muudab asustustiheduse madalamaks ning sarnaselt hajaasustusega infrastruktuuriteenuste (ühistransport, ühisveevärk ja kanalisatsioon, jäätmekäitlus, kaugküte vm) pakkumise ebaefektiivsemaks, st ka energeetiliselt kulukamaks (Holden, Norland 2005; Newman 2006). Newman ja Kenworthy (1989) näitavad ilmekalt maailma suurlinnade varal, kuidas kütusekulu väheneb linnatiheduse kasvades. Seega madalam asustustihedus põhjustab suurema autokasutuse (Newman 2006), kui eramupiirkond paikneb lisaks ka linnakeskusest kaugemal, suureneb igapäevane transpordivajadus veelgi (Næss 2006). Siin kohal on olulisim kaugus linna peamisesse keskusesse, kohalikud keskused mängivad väiksemat rolli (Holden, Norland 2005; Næss 2006).

Linnatiheduse ühese mõju transpordivajadusele seab kahtluse alla Bouwmani (2000: 235, *cit.* Neuman 2005) Hollandi uurimus, kus erineva linnastumisastmega piirkondade elanike igapäevatranspordi energiakasutus varieerus vähe ja ilma selge seoseta linnatiheduse ning transpordikasutuse vahel. Maat ja Timmermans (2009) näitavad samuti Hollandi varal, kuidas valik auto ja teiste transpordivahendite (ühistransport, jalgratas) vahel igapäevasõitudeks sõltub enam töö asukohast (piirkonna tihedus, kaugus kodust) kui elukoha karakteristikutest (piirkonna tihedus, kaugus raudteejaamast) ning et elukohaga seotud tegurid omavad otsuse tegemisel mõju ainult ühe teeniva liikmega leibkondades, kuid mitte kahe sissetuleku saajaga peredes. Transpordivahendi valikul arvestatakse leibkondades ka üksteise vajaduste ja liikumisruumiga (Maat, Timmermans 2009), mis hägustab veelgi valikutegemise seoseid elukoha karakteristikutega. Holden ja Norland (2005) tõstatavad kompensatsioonihüpoteesi: alates teatud sissetulekuklassist kompenseeritakse väiksem igapäevane transpordikasutus suurema vaba aja transpordikuluga (sõidud suvilasse, puhkuseraisid). Oslos teostatud uurimus nimelt näitab, et inimesed, kellel on igapäevane ligipääs eraaiale, kulutavad oluliselt vähem energiat vaba aja lennureisidele kui inimesed, kel selline võimalus puudub (Holden, Norland 2005). Kas seda tingivad eraaiaga seotud kohustused ja lõõgastusvõimalused, õhureiside kuulumine Oslo korterielanike linnalike eluviiside hulka või on selle taga teistsugused põhjuslikud seosed, ei ole

selge, aga nimetatud seos seab teatud määral kahtluse alla kompaktsel linna väiksema transpordi energiakulu võrreldes valglinnaga (Holden, Norland 2005). Piirdudes vaid maismaatranspordiga, jõuavad Muñiz ja Galindo (2005) Barcelona näitel siiski järeldusele, et just asustustihedus ja ligipääsetavus on tegurid, mis määravad piirkonna transpordikasutuse ökoloogilise jalajälje erinevalt teistest faktoritest nagu leibkonna keskmine sissetulek või töötuse määr omavalitsuses.

Jätksuutliku linnakontseptsiooni leidmine on paelunud paljude uurijate huve, mida ilmestab paradoks, et suurlinn (tihe linn) ühest küljest tõmbab inimesi ligi, kuid valglinn muudab selle elamisväärses (Neuman 2005). Siin kohal võib välja tuua hoonete energiakulu ja asustustiheduse või linna suuruse vahelise kausikujulise seose: tiheduse tõustes / linna kasvades energiakulu inimese kohta aastas esialgu väheneb, kuid jõudes tiheduse / linna suuruse teatud optimaalse punktini, hakkab kasvama: nn megalinnade eelised taanduvad mõnevõrra tagasihoidlikumate mõõtmete ja tihedusega linnade ees (Næss 1997; Holden, Norland 2005). Hoolimata esmapilgul paistvast efektiivsusest toob linnastumine siiski kaasa emissioonide ja keskkonnakoormuse kasvu, mitte vähenemise (York *et al.* 2003), rääkimata linna kasvuga kaasneva maakasutusmuutuse mõjust ökosüsteemidele (Lambin *et al.* 2001). Nagu märgivad Williams *et al.* (2000; *cit.* Neuman 2005), ei suuda linna füüsiline vorm üksi vähendada vajadust energiasuurendavate transpordivahendite järele, sest kuigi kohalike lühireiside arv võib väheneda, ei sõltu linnaruumi tihedusest ei üha hajutatum elumuster, kasvanud tööalaste ja vaba aja lennureiside ning autode arv ega erialase töö, spetsiifilise kaupluse ja puhkuse sihtkoha kaugus.

Mitmed ülaltoodud erinevused kompaktsel linnakeskuse ja valglinna vahel esinevad ka laiemalt tihe- ja hajaasustuse vahel. Maa- ja linnaelanike vajadused erinevad oluliselt nt transpordi või joogiveevarustuse osas (Wiedmann *et al.* 2008), samuti esineb suur lõhe avalike teenuste kättesaadavuses. Hajusa paiknemise tõttu sõltuvad maaelanikud rohkem eratranspordivahenditest (Wiedmann *et al.* 2008) ning autokasutus ületab linnaelanike oma (Walker 1995; Lenzen *et al.* 2006). Wier *et al.* (2001) näitavad, et kõikide Taani sissetulekuklasside lõikes on just hajaasustuspiirkonna eramutes elavad inimesed märkimisväärse energia- ja transpordivajaduse tõttu suurima keskkonnakoormusega elanikkond. Samas näitavad uurimused Itaaliast ja Austraaliast, kuidas kokkuvõttes ületab regioonikeskuse või suurlinna elanikkonna keskkonnakoormus maaelanikkonna oma kõrgema keskmise sissetuleku, suurema kaupade-teenuste tarbimise ja õhustranspordi kasutuse tõttu (Bagliani *et al.* 2008; Wiedmann *et al.* 2008; Wood, Garnett 2009). Lendamist saab endale lubada kahtlemata rikkam elanikkond (Mackenzie *et al.* 2008).

Psühholoogilised tegurid

Ühiskonna hoiakutel ja tavadel ning teistel välistel teguritel on elustiili ja tarbimisharjumuste kujunemisele oluline mõju. Tarbimine on seotud kujutelmaga heast elust ja põimunud tihedalt igapäevaelu ja -tegemistega, seetõttu on seda raske vähendada, halvendamata samal ajal elukvaliteeti (Røpke 1999). Sotsiaalsetel motiividel toimuv tarbimine võib olla küllastamatu erinevalt esmavajaduste rahuldamisest nagu söömine (Røpke 1999). Tõeline väljakutse seisneb seega inimeste „soovide”, mitte „vajaduste” tulemuslikus dematerialiseerimises (Lenzen *et al.* 2004). Kuna lõplikud tarbimisotsused teevad siiski üksikisikud ja leibkonnad ise, on siinkohal olulised ka psühholoogilised faktorid nagu meelsus, keskkonna väärtustamine või valmidus maksta enam keskkonda vähem saastavate toodete eest (van den Bergh 2008). Inimestel ei ole alati teavet enda tarbimismustri keskkonnamõjust ning parema informeerituse, kuid ka motiveerituse korral võiksid nende valikud olla teistsugused. Kahjuks tuleb tõdeda, et üksnes teadmine ei pane inimesi käituma keskkonnasõbralikumalt (Stokes *et al.* 1994; Lenzen *et al.* 2004) ning eksisteerib meelsuse ja käitumise vaheline lõhe (Young *et al.* 2010). Nagu kirjutavad Abrahamse ja Steg (2009), peavad inimesed tundma nii oma tegevuse tagajärgi keskkonnale kui ka vastutust nende eest, et nad võiksid muuta omaenda käitumist probleemide lahendamiseks ja negatiivsete tagajärgede ennetamiseks. Teine aspekt kaasneb mõju mitmesuunalisusega: elustiil võib avaldada nii positiivseid kui ka negatiivseid mõjuilminguid erinevates mõjukategooriates, iseäranis kui kaasata ka tervise ja heaolu küsimused. Käitumisviiside võrdlemisel ja tarbimisotsuste langetamisel saab siiski paljuski toetuda tavaloomikale: nt autosõit on koormavam kui ühistranspordi kasutus, tarbekaupade ostu on mõistlik piirata, kestvuskaubad on väiksema koormusega kui ühekordsed kaubad, suurem eluruum inimese kohta nõuab enam kütet ja põhjustab suuremat õhusaastet jne. Lenzen *et al.* (2004), viidates ka Beekmani (1997) ning Iyer-Raniga ja Treloari (1999) töödele, sedastavad, et parim eeldus keskkonnahoidliku käitumise edendamiseks näib olevat institutsionaalselt määratud raamistiku muutmine, mille siseselt antakse inimestele paremad võimalused ise oma elustiili kujundamiseks soositud suunas.

2.2. Ökoloogilise jalajälje meetod

2.2.1. Sissejuhatus

Ökoloogilise jalajälje meetodi alusepanijad on USA piirkondliku planeerimise spetsialistid William E. Rees ja Mathis Wackernagel (Rees 1992; Wackernagel, Rees 1996). Ökojalajälje arvestus koosneb kogu kahest poolest: meetodi abil saab mõõta nii inimtegevuse nõudlust erilaadsete ökosüsteemi teenuste järele kui ka neid teenuseid pakkuvat looduskapitali. Täpsemalt, ökojalajälje hindab elukooslusi kandva maa- ja merepinna suurust, mida inimesed ühel kindlal aastal ökosüsteemi toodete ja teenuste tarbimiseks vajavad, ning kõrvutab seda bioloogiliselt tootliku pinnaga, mis on samal aastal tegelikult olemas. Seda elukooslusi kandvat pinda (*biocapacity*) võiks eesti keeli nimetada eluslooduse kande- või taastootlikkusvõimeks või tinglikult ka keskkonnaruumiks. Ökojalajälje meetod käsitleb seega just neid ökosüsteemi teenuseid, mis tulenevad maakera pinna suutlikkusest kasvatada elusainet. Sääraste teenuste hulka käivad toidu ja tooraine tootmine, süsihappegaasi eemaldamine õhust, aga ka eluruumi pakkumine inimestele endile. (Poom 2009)

Kahe konto, n-ö nõudmise ja pakkumise võrdlus annab lihtsa järelduse: kui inimeste kogunõudlus käsitletavate ökosüsteemi teenuste järele mahub praeguse eluslooduse kande- või taastootlikkusvõime piiresse, käitub inimkond ses osas jätkusuutlikult; kui aga nõudlus ületab pakkumise, siis tarbitakse loodusvarasid kiiremini, kui neid juurde tekib. Seda olukorda nimetatakse ökoloogiliseks defitsiidiks ja samamoodi jätkates kurnavad inimesed looduskapitali välja. Selle näideteks on juba toimuv metsakadu, põllumaade vaesumine ja vähenemine, joogiveevarude ammendumine ja kalavarude vähenemine. Maakera mastaabis elatakse nii viisi inimkonna tulevase elukeskkonna arvel. Regionaalselt võib elada ka mõne teise maakera piirkonna inimeste elukeskkonna arvel, importides looduskapitali oma riiki. Seega on ökoloogiline jalajälje indikaator, mis aitab mõõta meie keskkonnakasutuse jätkusuutlikkust. (Monfreda *et al.* 2004; Wackernagel *et al.* 2006b; Poom 2009)

2.2.2. Eeldused

Monfreda *et al.* (2004) artiklile tuginedes on alljärgnevalt esitatud kuus eeldust, millest ökoloogilise jalajälje meetodika koostajad on lähtunud.

1. Riigis tarbitud ressursside ja tekitatud jäätmete aastaseid koguseid on võimalik jälgida. Tarbimise arvutamisel arvestatakse rahvusvahelise kaubandusega. Aasta kohta kogutud andmestik hõlmab endas aastaegadest tingitud erinevused ja on ühendatav muu riikliku statistikaga.
2. Enamikku ressursi- ja jäätmevoogudest on võimalik siduda elukooslusi kandva pinnaga, mis neid ressursse toodab või jäätmeid seob. Ülejäänud ressursi- ja jäätmevood jäetakse ökojalajälje arvestusest välja.
3. Kaaludes iga ala läbi tema poolt ühes aastas potentsiaalselt toodetava ja kasutatava elusainega, saab erinevaid alasid väljendada keskmise bioloogilise tootlikkuse alusel standardiseeritud hektarites, mida nimetatakse globaalhektariteks (gha). „Kasutatava” all mõeldakse seda osa biomassist, mis on taastuva loomuga ja inimesele kasulik. See peegeldab ökojalajälje meetodi antropotsentristlikku vaatevinklit.
4. Maa kogunõudlust saab väljendada ühiselt, liites kõik üksteist välistavad ressursse pakkuvad ja jäätmeid siduvad alad. See tähendab, et topeltarvestuse vältimiseks ei tohi kasutatavate teenuste maa- või veealad omavahel kattuda ehk iga ala arvestatakse ökojalajälje või eluslooduse kandevõime kontosse vaid ühekordselt. Seega läheb ökojalajälje arvesse ainult maa-ala esmane elusainet tootev funktsioon – nt metsade puhul on selleks puidu tootmine, aga mitte vee kogumine põllumajandusmaa niisutamiseks. Kui põllumaalt saab kaks saagikorda aastas, siis see kajastub ala saagikuses, mitte ei arvestata ressursitarbimise arvutamisel topelt koguse maaga.
5. Inimese kogunõudlust elukooslusi kandva maa-ala järele ehk ökoloogilist jalajälge ning eluslooduse kandevõimet saab omavahel otseselt võrrelda. Mõlemat poolt ehk nõudlust looduskapitali järele ja looduskapitali võimet seda nõudlust rahuldada väljendatakse standardiseeritud hektarites, nn globaalhektarites.
6. Maavajadus võib ületada maapakkumise. Eluslooduse kandevõimet ületav ökojalajälge näitab, et loodusressursse kasutatakse looduse taastootmisvõimest enam. Selline olukord võib eksisteerida kahel moel: kas looduskapitali imporditakse riiki (piirkonda) või looduskapital degradeerub, tema varud vähenevad. Sellise olukorraga võib suuremate probleemideta tulla toime vaid teatud aja.

Wackernagel *et al.* (2006) kirjutavad, et ökojalajälje arvepidamine ühendab rea ökosüsteemide teenuseid, mida erinevad maakattetüübid inimesele pakuvad, ja seega eeldab meetod erinevate looduskapitali teenuste omavahelist asendatavust, ehk isegi liialdades teenuste asendatavusega eri maakattetüüpide vahel. Omavahelisest asendatavusest tulenevalt peaks ökojalajälje hindamise peamine järelendus olema see, kas ökosüsteemi teenuste kogukasutus ületab või ei ületa looduse taastootlikkusvõimet. Ülekasutusele keskendumine viitab ökojalajälje meetodi kitsendamist vaid nn tugeva jätkusuutlikkuse kontseptsioonile². Otsustamine, kas lähtuda tugevast või nõrgast jätkusuutlikkuse ideest, peab jääma ökojalajälje tulemuste kasutajate, arengu suunajate ja planeerijate teha: kui ökojalajalg ületab taastootlikkusvõime, tuleb leida sellised looduskapitali mõõdikud, mis annavad teavet, kas looduskapitali kadu on kompenseeritav teiste kapitalitüüpidega (teadmised, tehnoloogia) või ei ole. Ökojalajälje konto ise näitab, et tehnoloogiline efektiivsus on üks võimalikke strateegiaid vähendamaks inimkonna vajadust loodushüvede järele, kuid vaid nii kaua, kuni tarbimise kasv ei ületa tehnoloogilisest arengust saadavat võitu. (Wackernagel *et al.* 2006b)

2.2.3. Piirangud

Keskkonnakasutuse indikaatoreid ja indekseid käsitlevas kirjanduses (Segnestam 2002; Lawn 2006a) on muuhulgas arutletud kahe vastandliku teema üle. Esiteks: kui mõttekas ja informatiivne on üldse eri nähtuste ühte koondnäitajasse ühildamine? Ning teiseks: kas ühte koondnäitajasse on võimalik siduda kõik olulised aspektid või peab tõe teadasaamiseks kasutama mitut indikaatorit? Ka ökojalajälje-alases debatis on mõlemad teemad üles kerkinud (van den Bergh, Verbruggen 1999; Ferng 2002; Lawn 2006a). Esimese teema juurde tulles nähakse põhilise probleemina asjaolu, et ökojalajälje suurus kui staatiline number ei paljasta põhjuseid, uuritava nähtuse eri külgi ega erandolukordi, seega vastupidiselt meetodi ühele eesmärgile ei saa seda kasutada planeerimisvahendina, probleemide lahendamiseks ega strateegiade koostamiseks (van den Bergh, Verbruggen 1999; Ayres 2000; Moffatt 2000; Ferng 2002). Teabe paremaks edastamiseks soovivad kriitikud koondnäitajas peituvate osiste süstemaatilist eristamist ja vastavat esitamist (van den Bergh, Verbruggen 1999). Kuid indikaator kui selline kannabki

² 1980. aastate lõpus hakati eristama nn tugevat ja nõrka jätkusuutlikkust (Pearce *et al.* 1989; Daly, Cobb 1989, *cit.* Wackernagel, Rees 1996: 58). Tugeva ehk ökoloogilise jätkusuutlikkuse kriteeriumi täitmiseks on vaja tagada iga üksiku kapitali (looduskapitali ja inimese loodud kapitalide) samas koguses jätkumine tulevastele põlvedele; nõrga ehk majandusliku jätkusuutlikkuse kriteeriumi pooldajad peavad oluliseks üksnes kapitalide koguhulga samaks jäämist inimese kohta, st loodusvarasid võib vähendada, kui inimese loodud kapital selle võrra kasvab (SEI 2010).

eesmärki osutada seisundile ja selle muutustele, mitte kõikidele seisundit ja muutusi põhjustanud aspektidele (Segnestam 2002). Ka Lawn (2006a) ütleb, et jätkusuutliku arengu indikaatorid hoiatavad sotsiaalmajandusliku olukorra halvenemise ja ökoloogilise katastroofi saabumise eest ning olukorra tõsinedes tuleb süüvida üksikasjalikumalt muutuste põhjustesse.

Nagu ükski jätkusuutliku arengu indikaator ei ole suutnud hõlmata kõiki olulisi jätkusuutlikkuse aspekte (ökoloogilisi, sotsiaalseid ega majanduslikke) (Lawn 2006a), ei suuda ka ökoloogiline jalajälg üksi hinnata kogu inimõju suurust ökosüsteemidele ega kõiki ökoloogilise jätkusuutlikkuse aspekte (Wackernagel, Rees 1996: 18; Wackernagel *et al.* 2006b). Viimasest ilmneb veel kord, et ökoloogiline jalajälg ei käsitle sotsiaalseid teemasid ega elukvaliteeti (Lawn 2006a; Wackernagel *et al.* 2006b). Wackernagel ja Rees (1996) piiritlevad meetodi käsitlusala taastuvate loodusressursside kasutusega, kuivõrd need pakuvad kriitilisi funktsioone elu võimaldamiseks Maal. Taastumatute ressursside kasutust hõlmatakse vaid sedavõrd, kuivõrd läheb selleks vaja taastuvaid loodusvarasid (Wackernagel, Rees 1996). Kuid ka viimaste tarvitust suudab meetod analüüsida vaid osaliselt. Kõige enam on alahinnatud puhta vee ja jäätmetega seotud küsimused (Wackernagel *et al.* 2006b). Meetod ei suuda veel analüüsida maakasutuse jätkusuutlikkust ega kõrvalefekte, nt intensiivsest põllumajandusest tingitud veesaastet (Monfreda *et al.* 2004). See on ka üks asjaolusid, mida meetodi kriitikud välja toovad – ometi on ökojalajälje näol tegemist maakasutuse hindamisega (Rapport 2000; van Kooten, Bulte 2000). Looduskapitali vähenenud võime ökosüsteemi teenuseid samaväärselt pakkuda peegeldub vaid tulevaste aastate eluslooduse kandevõime näidus (Monfreda *et al.* 2004). Selleks et mõista, kui hästi taluvad ökosüsteemid neile avaldatavat inimsurvet, peaks ökojalajälje kõrval kasutama nn ökosüsteemide tervise hindamist (Rapport 2000; Rapport, Ullsten 2006). Wackernagel *et al.* (2006) on aga seisukohal, et õige ja ettevaatliku majandamisega on võimalik eluslooduse kandevõimet suurendada. Veekasutuse, toksiliste ainete, praeguse tegevuse mõju üle tulevasele eluslooduse kandevõimele ja teiste seni arvestamata või puudulikult käsitletud temade kaasamise võimaluste üle arutlevad Kitzes *et al.* (2009) ning leiavad, et meetodiliste muudatuste ja oluliselt paremate sisendandmete olemasolul on võimalik mõne teema, nt kalanduse käsitlemist märgatavalt parandada, kuid terve rida inimõju ja eluslooduse kandevõimega seotud teemasid jääb siiski ökojalajälje arvepidamisse lülitamata. Mõjusid tuleb analüüsida ja planeerimisotsuseid teha seega eri indikaatorite kombineerimisel (Lawn 2006a; Kitzes *et al.* 2009).

Kuna ökojalajälje meetod ei hõlma kõiki inimese poolt kasutatavaid ökosüsteemi teenuseid, siis meetodi autori arvates on ökojalajälje näol tegemist inimõju selge alahindamisega ning seda tõsisemalt tuleks suhtuda juba fikseeritud looduskapitali ülekasutusse (Wackernagel, Rees 1996;

Monfreda *et al.* 2004; Wackernagel *et al.* 2006b). Eluslooduse kandevõime piirides elamine on vaid jätkusuutlikkuse miinimumnõue, sellest üksi ei piisa (Wackernagel *et al.* 2006b).

2.2.4. Ökoloogilise jalajälje arvestus

Põhiallikad

Ökoloogilise jalajälje meetodit on tutvustatud arvukates allikates, sealhulgas raamatutes (Wackernagel, Rees 1996; Merkel 2003; Chambers *et al.* 2004; Wackernagel *et al.* 2006b), artiklites (Rees 1992; Wackernagel *et al.* 1999b; Rees 2000; Ferng 2001; Monfreda *et al.* 2004; Wackernagel *et al.* 2006b; Galli *et al.* 2007; Kitzes *et al.* 2009), aruannetes ja metoodilistes juhendites (Ewing *et al.* 2008; WWF *et al.* 2008; GFN 2009a) ning loodud on ka spetsiaalsed standardid (GFN 2006, 2009b). Juhendmaterjalid on koostanud Californias tegutsev ja Mathis Wackernageli juhitud *Global Footprint Network* (GFN), mis on peamine ökojalajälje meetodit nii arendav kui ka rakendav asutus maailmas ja ühtlasi väga erinevaid ökoloogilise jalajälje huvilisi (teadusasutused, vabaühendused, eraettevõtted, valitsused, linnad, üksikisikud) ühendav võrgustik. GFN-i põhiülesannete hulka kuulub ühest küljest metoodika arendamine ja riikide ökojalajälje üle arvepidamine ning teisest küljest teema teadvustamine ühiskonnas ja lobitöö otsusetegijate seas, et poliitilises ja arendustegevuses arvestataks ökoloogiliste kaalutlustega, edendamaks jätkusuutlikku majandust ja inimeste heaolu – see võib toimida vaid elujõuliste ökosüsteemide toel (GFN 2009a).

Ökoloogilise jalajälje peasuunametod ehk GFN-i viljeldav metoodiline lähenemine käsitleb arvepidamise keskse üksusena riiki (GFN 2009a). Sellel tasandil on ökojalajälje arvutusteks vajalikud andmestikud ja statistika kõige paremini kättesaadavad ning makromajanduslikud näitajad kogutud. Andmete õigsuse, ühtsuse, klassifikatsiooni jmt küsimused on siiski päevakorral (Kitzes *et al.* 2009). Ühed põhilised andmeallikad on ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon (FAO), ÜRO statistika osakond (UN Comtrade) ja Rahvusvaheline Energiaagentuur (IEA; Kitzes *et al.* 2009). GFN koostab ühtse metoodika abil nüüd juba iga-aastaselt maailma riikide ökojalajälje ja eluslooduse kandevõime kontot, millest tuleb juttu allpool (GFN 2009a).

Lisaks riigile (Wackernagel *et al.* 1999a; Erb 2004) on võimalik leida nii üksikisiku, leibkonna (Walker 1995), sotsiaalmajandusliku rühma (McDonald *et al.* 2006; Wood, Garnett 2009),

piirkonna (McDonald, Patterson 2004) või terve maakera (WWF *et al.* 2008; GFN 2009a) rahvastiku ökoloogilist jalajälge. Levinud on ka toote ja tehnoloogia (Holden, Høyer 2005; BFF 2006; Cuadra, Björklund 2007; Limnios *et al.* 2009; Stoeglehner, Narodoslowsky 2009; Cerutti *et al.* 2010), majandusharu (Gössling *et al.* 2002; Hunter, Shaw 2007), organisatsiooni (Kautsky *et al.* 1997; Flint 2001; Thomassen, de Boer 2005; Ecoprint 2009) ja ürituste (Collins *et al.* 2007) taseme arvutuskäigud. Kui arvestuse üksusel puudub elukooslusi kandev maapind ehk nn pakkuv pool (võrdle näiteks üksikisikut riigiga), on tegemist vaid ökojalajälje tarbiva poole arvutamisega. Toote või majandusharu puhul ei ole seega võimalik üheselt öelda, kas vastav üksus on jätkusuutlik, ehk teha üht põhilist järeldust, mida meetod muidu võimaldab. Üksikisiku ja leibkonna näitu võib aga võrrelda vastava riigi tasandil leitud keskmise ökojalajälje ja eluslooduse kandevõime näiduga. Kuna eri tasandite arvutusmetoodikad erinevad, saab siin järelduse teha vaid suurusjärkude põhjal. Ühepoolsete arvutuste mõttekus avaldub pigem vaatluse all olevate üksuste keskkonnakoormuse omavahelises võrdlemises ja muutuste jälgimises ajas.

Ühikud ja kordajad

Arvestust ökojalajälje ja keskkonnaruumi üle peetakse tingühhikutes: nn globaalhektarites inimese kohta aastas (gha/in a). Globaalhektari all mõeldakse pindala, mis annab niisama palju toodangut kui maakera kõigi vastaval aastal elukooslust kandvate hektarite keskmine. Selleks, et hinnata, mitmele globaalhektarile vastab mingi tegeliku maalapi üks hektar, korrutatakse see kahe nn kaalukordajaga: ekvivalentsus- ja tootlikkuskordajaga (tabel 1). Ekvivalentsuskordaja väljendab seda, kui palju suurem või väiksem on mingi konkreetse maakattetüübi bioloogiline tootlikkus võrreldes kogu maakera elukooslusi kandva pinna keskmisega. Tootlikkuskordaja toob sisse riigi mõju: eri maakattetüüpide tootlikkus on erineva kliima ja tehnoloogia taseme tõttu riigiti erisugune. Reeglina ei eristata enam riigisisest varieeruvust. Kaalukordajad leitakse iga aasta kohta eraldi, sest eluslooduse kandevõime võib aastate lõikes muutuda. (Monfreda *et al.* 2004; Ewing *et al.* 2008; Poom 2009)

Ökoloogilise jalajälje ja eluslooduse kandevõime väljendamine globaalhektarites annab võimaluse võrrelda erinevate riikide tulemusi ning anda vastus küsimustele: „Kui suurt osa maakera taastootlikkusvõimest kasutab teatud rahvastik ja kui suurt osa sellest kannab teatud territoorium?” (Wackernagel *et al.* 2004). Alati ei ole selleks tarvidust olnud ning ühe riigi põhistes uurimustes on kasutatud ka pärishektareid (Erb 2004). Tõelise hektari abil saabki kaardistada tõelise maavajaduse ja leida vastus küsimusele: „Kui suurt maa-ala kasutab teatud rahvastik?” (Monfreda *et al.* 2004; Wackernagel *et al.* 2004). Sellisel juhul ei ole vaja kohalikku

kandevõimet eraldi arvutada – selleks on lihtsalt vastava piirkonna territoorium (Erb 2004). Selle lähenemise abil saab analüüsida kohalikku ressursikasutuskorraldust ning parema pildi saamiseks võib analüüsi täiendada maakasutuse intensiivsust hindavate indikaatoritega, nt inimese poolt kasutatava esmase puhastoodangu hindamise (Haberl *et al.* 2004) või elurikkusele avalduva maakasutusmõju hindamisega (Kitzes *et al.* 2009). Peasuunameteodi kriitikud mõistavad teravalt hukka just kaalukordajate seadmisel regionaalsete eripärade ja tegelike tingimustega arvestamata jätmist (van den Bergh, Verbruggen 1999; van Kooten, Bulte 2000; Lenzen, Murray 2001). Samas on meetodi autorid kritiseerinud pärishektarite kasutamist, väites, et erinevaid maakattetüüpe ei saa üks-ühele võrrelda ega liita ning seega tuleb arvutuskäiku sisse tuua maakattetüüpide erinevat tootlikkust väljendavad kordajad, lähtugu need siis kas kohalikust või globaalsest kontekstist (Wackernagel *et al.* 2004).

Tabel 1. Ekvivalentsus- ja tootlikkuskordajad 2005. ja 2006. aastal³ (Ewing *et al.* 2008; GFN 2008, 2009a).

Maakattetüüp	Ekvivalentsuskordaja 2005	Ekvivalentsuskordaja 2006	Eesti tootlikkuskordaja 2005
Põllumaa	2,64	2,39	1,01
Rohumaa	0,50	0,51	0,86
Metsamaa	1,33	1,24	1,28
Merealad	0,40	0,41	4,08
Siseveekogud	0,40	0,41	1,00
Ehitusalune maa (põllumaaga sama)	2,64	2,39	1,01
Süsiniku sidumise maa (metsamaaga sama)	1,33	1,24	-

Maakattetüübid

Elukooslusi kandvate pindadena eristatakse ökojalajälje arvestuses kuut maakattetüüpi: põllumaad, rohumaad, kalanduslikult tähtsaid veekogusid, metsamaad, asustusmaad ja süsiniku sidumise maad (Ewing *et al.* 2008). Viimase alla kuulub tinglikult ka nn tuumaenergiamaa (Monfreda *et al.* 2004; Kitzes *et al.* 2009). Eluslooduse kandevõime leidmisel ei arvestata aladega, mis toodavad elusainet vaid väga vähesel määral, st tundrad, kõrbed, liustikud ja avaookean, kuid välja on jäetud ka märgalad (Wackernagel, Rees 1996; Kitzes *et al.* 2009).

³ 2006. aasta kohta puuduvad autoril Eesti tootlikkuskordajad, kuna neid andmeid GFN avalikult ei levita. TÜ geograafia osakond ostis 2009. aasta alguses KIK-i projekti käigus Eesti ökojalajälje andmekogu 2005. aasta kohta, millest pärinevad ka 2005. aasta Eesti tootlikkuskordajad.

Nende maismaaosade ja veealade väljajätmist on teiste seas kritiseeritud Venetoulis ja Talberth (2008), sest pea kogu maakera pind osaleb süsinikuringes. Kitzes *et al.* (2009) leiavad, et märgalade kaasamine tooks kaasa rea analüütilisi probleeme ja kuigi kohaliku tasandi uurimustes võib märgaladel olla oluline roll, siis üleilmsel tasandil jääb selle maakattetüübi osa marginaalsemaks. Eestis tegeletakse märgalade CO₂ bilansi uurimisega aktiivselt (vt nt Salm *et al.* 2009) ning Läänemere regiooni linnade ökojalajälje uuringusse on märgalade kõlvik kaasatud kui lämmastiku ja süsihappegaasi siduja (Folke *et al.* 1997). Ka Kitzes *et al.* (2009) märgivad, et tee seni arvestamata jäänud maakattetüüpide kaasamiseks ökojalajälje arvestusse ei ole suletud.

Iga maakattetüübi ekvivalentsuskordaja leidmisel lähtutakse reeglina (st GFN-i soovitatud meetodika alusel) maakattetüübi potentsiaalsest, mitte tegelikust ja mõõdetud bioproduktioonist (Monfreda *et al.* 2004; Venetoulis, Talberth 2008). Maakattetüübi potentsiaalse esmase puhastoodangu leidmiseks kasutatakse üleilmse põllumajandusökoloogilise tsoneerimise (GAEZ; FAO, IIASA 2000) andmeid, mis määravad maa-alade sobilikkuse viljakasvatuseks (Ewing *et al.* 2008). Sobilikkushinne kombineeritakse tegelike vastavate maakattetüüpide pindalaga antud riigis (Ewing *et al.* 2008). Alternatiivina pakuvad Venetoulis ja Talberth (2008) välja meetodika, kuidas lähtuda reaalsest esmasest puhastoodangust, kuid Monfreda *et al.* (2004) peavad netotoodangu leidmist brutotoodangust keerukamaks kui eelnimetatud sobivusklasside kasutamist ekvivalentsuskordajate leidmisel alusandmetena.

Veekogudega seotud ökojalajälje arvestust kirjeldavad põhjalikumalt Monfreda *et al.* (2004), Ewing *et al.* 2008 ja Kitzes *et al.* (2009). Nende allikate alusel võrreldakse ekvivalentsuskordaja arvutamisel merealade ja rohumaade võimekust toota loomseid valke ning siseveekogude ja merede ekvivalentsuskordaja on sama. Tootlikkuse leidmisel lähtutakse primaarproduktiooni jätkusuutlikust tasemest, veeorganismide primaarproduktiooni tarbimisest ja kalapüügi potentsiaalset šelfialadel. Ökojalajälje arvutamisel arvestatakse muuhulgas püütavate liikide troofilise taseme ja kõrvalpüügiga (Monfreda *et al.* 2004). Kahjuks ei arvestata seni piisavalt lokaalsete eripärade, kalavarude seisundi ega nende jätkusuutliku tarbimise määraga, mistõttu kandevõime hinnang on puudulik (Talberth *et al.* 2007b; Kitzes *et al.* 2009). Teisest küljest suurendab viga kogu püügi mittekajastamine ametlikus aruandluses (Watson, Pauly 2001; FAO 2009). Neid ja teisi veealade tootlikkuse ja tarbimise arvutamisel esinevaid meetodilisi puudujääke püütakse aegamööda lahendada (Kitzes *et al.* 2009). Talberth *et al.* (2007) peavad senist ökoloogilise jalajälje meetodikat veekogude kandevõime ja kalanduse mõjude arvutamisel ebapädevaks, sest see vaatab mööda tegelikust kalavarude ja mereökosüsteemide hukatuslikust seisukorrast. Alternatiivina pakuvad nad välja rea parandusi vastavate teemade

usaldusväärsemaks käsitlemiseks (Talberth *et al.* 2007b). Ka teistes, peamiselt kohaliku tasandi uurimustes on kasutatud peasuunametodist erinevat kalanduse ökojalajälje ja veeökosüsteemide kandevõime arvutuskäiku (Folke *et al.* 1998; Warren-Rhodes *et al.* 2004).

Põllu-, rohu-, metsamaad ja veekogud pakuvad inimesele terve rea erinevaid tooteid, olgu siis esmaseid (nt juurvili) või teiseseid (nt piima ja liha), ning nende toodete tarbimisest tingitud ökojalajälje peegeldab maa- või merepinna suurust, mis on läinud vaja nende toodete tootmiseks. Põllumaade puhul eeldatakse, et saak ei saa ületada potentsiaalset saagikust, st põllualade kandevõimet, mistõttu põllualade kasutus ei saa jõuda ökoloogilisse defitsiiti ja võimalikku ülekasutust ökojalajälje meetod ei fikseeri (Kitzes *et al.* 2009).

Kuidas aga arvestada jäätmete sidumist looduslikesse aineringetesse? Üks asi on jäätmekäitlusrajatised ja nende all olev füüsiline pind, teine asi aga õhku paisatud emissioonid ja nende eemaldamine õhust. Ökojalajälje meetod hõlmab seni peamiselt vaid CO₂ emissiooni (Monfreda *et al.* 2004; Ewing *et al.* 2008). Peasuunametodi kõrval on hinnatud ka teiste saasteainete ökojalajälje suurusi, soovitudes seda teha ainete nn globaalse soojenemise potentsiaali (*global warming potential*) näidiku vahendusel (Lenzen, Murray 2001; Barrett *et al.* 2002; Holden, Høyer 2005; Kitzes *et al.* 2009). Kitzes *et al.* (2009) arutavad ka võimaluse üle kaasata teised atmosfäärsed saasteained ökojalajälje arvestusse nende selliste laguproduktide kaudu, mida ökosüsteemid suudavad siduda (nt metaani puhul süsihappegaas), kuid sünteetiliste gaaside puhul ei oleks selline tee lahendus ja need tuleks sarnaselt teistele toksilistele ühenditele jätta arvestamata. Energiakasutusest tingitud süsihappegaasi emissiooni vältimiseks või sidumiseks vajaminevat pinda saab arvutada mitmeti ja nendest meetoditest annavad ülevaate Kitzes *et al.* (2009). Ökojalajälje meetodi raames on kasutatud peamiselt kahte varianti. Meetodi alguspäevil hinnati ühe variandina fossiilsete kütuste põletamise ökojalajälge sama koguse energia saamiseks vajamineva metsa pindalas (Wackernagel, Rees 1996; Monfreda *et al.* 2004). Praegu arvutatakse, kui suurt kasvava metsa pinda oleks vaja tekkinud CO₂ emissiooni sidumiseks biomassis, kusjuures eeldatakse, et kolmandiku emiteeritud gaasist seob avaookean ja seda osa ökojalajälge ei sisalda (Monfreda *et al.* 2004; Ewing *et al.* 2008).

Kui inimkonna taastumatute energiressursside kasutamisest arvestada vaid fossiilkütuste tekitatud süsihappegaasi emissioonina, satuksid tuumariigid ökojalajälje arvestuses eelistatud olukorda. Üks seisukoht toetab keskkonnaohtlike tuumakütuste väljajätmist ökojalajälje arvepidamisest, niisamuti kui ei arvestata ka raskemetallide, PCB ega teiste keskkonnamürkidega, mille jaoks pole looduslikes ringetes kohta. Praegu viljeldav meetod kaasab siiski tuumakütuste

kasutuse riigi ökojalajälje kontosse, käsitledes seda kui fossiilkütust ning paigutades seega vastava ökojalajäljenäidu süsiniku sidumise maa alla. (Monfreda *et al.* 2004)

Üheks maakategooriaks on asustusmaa ehk ehitusalune maa, mis hõlmab endas kogu füüsilist infrastruktuuri – hooned, tööstusalad, teed ja tänavad, aga ka hüdroelektrijaamade tõttu tekkinud veekogud. Kui pole kindlalt teada vastupidist, siis eeldatakse vaikimisi, et kogu asustusmaa, v.a hüdroelektrijaamade paisjärved, paikneb varasemal põllumaal, sest inimasustus on sageli tekkinud viljakatele aladele. Hüdroelektrijaama poolt üleujutatud alade puhul eeldatakse aga, et tegemist on maakera keskmise bioloogilise tootlikkusega maaga. (Monfreda *et al.* 2004)

Ökojalajälje ja eluslooduse kandevõime kõrvutamisel ei reserveerita reeglina osa kandevõimest eluslooduse enda tarbeks, vaid vaikimisi jäetakse kogu olemasolev taastootlikkusvõime inimese tarvitada. Meetodi autorid soovivad jätta vastava vajaduse hindamise ja otsustuse tegemise teiste meetodite hooleks. Siiski on erinevates uurimustes arvestatud eluslooduse vajadustega ning ökoloogilise defitsiidi või ülejäägi üle otsustamisel on reserveeritud teatud protsent teadaolevast eluslooduse kandevõimest elusloodusele endale. (Kitzes *et al.* 2009; Wackernagel *et al.* 2006b)

Maakasutusmaatriks

Maa-alade tarvitusest aitab ökojalajälje arvestuses ülevaadet luua nn tarbimise maakasutusmaatriks (*consumption land-use matrix*, CLUM): tabel, kus ühel teljel on ökojalajälje arvestusse kaasatud ökosüsteemi teenuseid pakkuvad maakattetüübid ning teisel teljel eri tarbimiskategooriad (tabel 2). Lahtritesse märgitakse vastava kategooria ökojalajälje suurus globaalsetes hektarites või intensiivsus globaalsetes hektarites raha- või toodanguühiku kohta; siinses tabelis on lahtritesse kantud näited, mille üle arvet peetakse. Tarbimiskategooriatena eristatakse üldjuhul majapidamist, transporti, toitumist ning kaupade ja teenuste tarbimist (Wackernagel, Rees 1996; GFN 2009b). Tarbimise maakasutusmaatriksi kõrval on kasutusel ka tootmise maakasutusmaatriks (*production land-use matrix*, PLUM), mida kirjeldavad lähemalt Moran *et al.* (2009). Selles eristatakse tarbimiskategooriate asemel tooterühmasid, seega näitab maatriks iga uuritud tooterühma maakasutust maakattetüüpide kaupa.

Tabel 2. Tarbimise maakasutusmaatriks ökoloogilise jalajälje arvestuses.

Tarbimis-valdkond	Põllumaa	Rohumaa	Metsamaa	Veekogud	Ehitusalune maa	Süsiniku sidumise maa (energiamaa)
Majapidamine			Ehitusmaterjal, tarbekaubad		Majad, aiad; ehitusmaterjalitööstuse maa	Küte, elekter, vesi, ehitusmaterjalitööstuse energiakasutus
Transport					Teed, parklad, lennujaamad, masinatööstuse maa	Mootorikütus, teedehhituse ja masinatööstuse energiakasutus
Toitumine	Teravili, juurvili, puuvili, kohv, tee, õli, liha (loomasööt)	Piim, liha (hein, silo)	Pakke-materjal	Kala ja mereannid	Põllumajandus-hooned, toiduainetööstuse maa	Toiduainetööstuse energiakasutus
Kaubad	Puuvill, tubakas	Vill	Paber, mööbel, ehitusmaterjal		Kaevandus, tööstus, kaubanduskeskused; tööstusmaa	Tarbekaupade tootmise energiakasutus
Teenused					Spordi- ja kultuurikeskused, teenindusasutused, haiglad, prügilad, reoveepuhastid	Teenuste osutamiseks vajaminev energiakasutus

Terviklik ja osisepõhine lähenemine

Ökojalajälje leidmiseks eristatakse kahte vastandlikku arvutussuunda: tervik- ja osisepõhist lähenemist. Tervikmeetodiks ehk nn ülalt-alla lähenemiseks nimetatakse makromajanduslikele andmetele tuginevat ökojalajälje arvutuskäiku (Simmons *et al.* 2000; Chambers *et al.* 2004). Selle meetodi käigus hõlmatakse kogu riigi toodangu, impordi, ekspordi ja energiakasutuse andmestik, eraldamata, kes või mis on täpselt tarbija (Wackernagel *et al.* 1999a; Wackernagel *et al.* 1999b; van Vuuren, Smeets 2000; Erb 2004; Monfreda *et al.* 2004; van Vuuren, Bouwman 2005; GFN 2009a). Vastupidisele, nn alt-üles lähenemisele tugineb osisepõhine arvutusmeetod, kus ökojalajälje leidmiseks liidetakse vaatluse all oleva üksuse tarbimisandmed, mis on teisendatud ökojalajälje näiduks (Simmons *et al.* 2000; Chambers *et al.* 2004). Selle meetodi abil saab leida üksikisiku, leibkonna, mõne ühiskonnagrupi, linna või piirkonna ökoloogilist jalajälge (Simmons *et al.* 2000; Barrett *et al.* 2002; BFF 2002; Bagliani *et al.* 2008). Simmons *et al.* (2000) peavad osisepõhist lähenemist tervikmeetodist paindlikumaks, kuna see võimaldab arvestada kohalike eripärade ja andmetega. Puhas osisepõhine lähenemine on siiski mõnevõrra keerukam ja ebatäpsem, sest kõigepealt peab määratlema kõik või vähemalt peamised liidetavad

tarbimiskategooriad, leidma konkreetse tarbimisega kaasneva ökosüsteemide kasutuse ja koormamise andmed ning vältida tuleb topeltarvutusi (Simmons *et al.* 2000; GFN 2009b). Täpsema tulemuse saamine eeldab olulusringi andmete olemasolu, mis toob kaasa olulusringi analüüsi probleemid ja puudused (Monfreda *et al.* 2004). Kõigi tarbimisartiklite olulusringi andmeid on sisuliselt võimatu leida ning praktikas tuleb teha rida lihtsustusi. Kokkuvõttes on nii osisepõhine meetod ise kui ka selles kasutatav andmestik mitmekesisem ja ebaühtlasem võrreldes tervikmeetodiga. Simmons *et al.* (2000) näitavad, et ühe piirkonna ökojalajälje arvutamisel annavad tervik- ja osisepõhine meetod siiski võrdlemisi sarnase tulemuse.

Praeguste uurimuste käigus kasutatakse sisendina riigist väiksema üksuse ökojalajälje arvutamisel siiski suures ulatuses tervikmeetodi teel leitud ökojalajäljenäitusid (Wiedmann *et al.* 2006; Eaton *et al.* 2007; Wiedmann *et al.* 2008). Tulemuseks võib olla kas tervik- ja osisepõhise lähenemise kombineerimisel tekkiv nn hübriidmeetod (Eaton *et al.* 2007) või vaid makromajanduslikele andmetele tuginev analüüs, kus riigi tasandi andmeid kombineeritakse nt leibkonna- vm vastava grupi uuringu käigus kogutud tarbimisteabega (Wiedmann *et al.* 2006; Wiedmann *et al.* 2008). Metoodilise ühtsuse ja tulemuste võrreldavuse huvides sätestab ökojalajälje standard riigist väiksema üksuse ökojalajälje leidmiseks mitu alamstandardit ehk arvutusühikuid ning uurimus peaks viitama, millisest alamstandardist lähtudes on tulemused leitud (GFN 2009b). Standardi alusel ei ole lubatud puhas alt-üles lähenemine ehk tarbimiskategooriate omavaheline liitmine, kasutades selleks vaid toodete/teenuste olulusringi andmeid. Aluseks peaksid olema riigi tasandi ökojalajäljenäidud ning soovitatavalt makromajandusliku sisend-väljundanalüüsi teel leitud iga majandusharu ökojalajälje maakasutusmaatriks (GFN 2009b). (Ökojalajälje uuringute sisend-väljundanalüüsi kohta vt ka Bicknell *et al.* 1998 ja Ferng 2001 artikleid ning järgnevat alapeatükki.) Vaheetapina esitatakse selles ökojalajälje intensiivsused vastavalt kasutatud meetodile kas rahaühiku või toodanguühiku kohta (nt ravimite ökojalajalg krooni kohta või elektrikasutuse ökojalajalg kWh kohta, kusjuures maakasutusmaatriksis eristatakse ökojalajälje intensiivsused maakattetüüpide lõikes). Seejärel korrutatakse intensiivsused tehtud kulutustega või tarbitud kogustega ning lõplikus tarbimise maakasutusmaatriksis või koondtulemuses esitatakse ökojalajälje näit inimese kohta (gha/in a).

Riigist väiksema üksuse ökojalajälje leidmise mitmekesiste arvutuskäikude kõrval on ka puhas tervikmeetod ehk riigi taseme arvutuskäik arenemas ning praktikas küllaltki varieeruv. Peasuuna meetodi ehk GFN-i väljatöötatud arvutuskäigu puudustele on juhitud ohtralt tähelepanu (van den Bergh, Verbruggen 1999; Herendeen 2000; van Kooten, Bulte 2000; Chambers 2001; Schaefer *et al.* 2006) ning välja on käidud alternatiivseid lahendusi (Bicknell *et al.* 1998; Ferng 2001;

Lenzen, Murray 2001; Venetoulis, Talberth 2008). Ka peasuunamethodit täiendatakse igal aastal, mistõttu erinevate aastate tulemused ei ole üks-ühele võrreldavad (GFN 2009a). Meetodi parandamise ja täiendamise nimel on GFN koos partnerorganisatsioonidega koostanud ühise uurimisagenda, mis toob esile täpsustamist vajavad aspektid kogu ökojalajälje arvestuse teemaderingi raames (Kitzes *et al.* 2009).

Rahvusvaheline kaubandus

Ükski maailma riik ei ela absoluutses isoleerituses, vaid on kaubavahetuses teiste riikidega. Impordi ja ekspordiga kaasnev keskkonnakasutuse ja -koormuse ümberjaotus maailmas on pakkunud laialdast uurimishuvi (Schütz *et al.* 2004; Millennium Ecosystem Assessment 2005; Behrens *et al.* 2007). Ökojalajälje arvutamisel on selleks seni kasutatud laias laastus kahte lähenemist. GFN lähtub ökojalajälje peasuunamethodis materjalivoo analüüsist, mida kirjeldavad lähemalt Monfreda *et al.* (2004), Kitzes *et al.* (2009) ning Moran *et al.* (2009). Rahvusvahelise kaubanduse mahud korrutatakse vastavate toodete ökojalajälje intensiivsusega globaalsetes hektarites. Toote ökojalajälje intensiivsus leitakse reeglina olelusringi analüüsi käigus ja see tugineb peamiselt energiakasutuse andmetel kui seni kõige paremini kättesaadaval statistikaliigil (Monfreda *et al.* 2004; Kitzes *et al.* 2009). Riigist eksporditud kaubad vähendavad ja riiki imporditud kaubad suurendavad vastava riigi tarbimise ökoloogilist jalajälge (Monfreda *et al.* 2004). Tarbimisenäidu kõrval tuuakse ökojalajälje kontos eraldi välja ka tootmise, impordi ja ekspordi jalajäljed (Monfreda *et al.* 2004; GFN 2009a). Materjalivooanalüüsi meetodi puudusteks on tüüpilised olelusringi analüüsi probleemid: andmenappus, topelt- või alaarvestamise võimalus, varasemate tootmisetappidega seotud tarbimise leidmise raskused (Kitzes *et al.* 2009).

Teine ohtralt rakendust leidnud ja üha edasi arendatav viis väliskaubandusega seotud ökojalajälje leidmiseks on majandusharude maatriksbilansi ehk sisend-väljundanalüüsi teostamine (Bicknell *et al.* 1998; Ferng 2001; Lenzen 2001; Lenzen, Murray 2001; Hubacek, Giljum 2003; Turner *et al.* 2007; Wiedmann *et al.* 2007a). Rahvamajanduse pakkumise ja nõudluse või sümmeetrilised sisend-väljundtabelid näitavad kas majandusharude ja toodete vahelisi või vastavalt majandusharude või toodete omavahelisi rahalisi seoseid (Statistikaamet 2006). Viimaste analüüsi kaudu saab leida majandusharude või toodete vahelised materjali-, energia- ja maakasutusvood ehk otsese ja kaudse tarbimise summa. Sisend-väljundraamistiku kasutamine ületab mõned materjalibilansi meetodi puudused, sest hõlmab tervet majandusstruktuuri ja seega suudab omistada lõpptootele ka varasemate etappide keskkonnakasutuse andmed, samuti on rahaliste vääringute abil võimalik näidata teenustes sisalduvat looduskapitalikasutust ja arvestada sellega

rahvusvahelise kaubanduse puhul (Kitzes *et al.* 2009; Wiedmann 2009). Praegused GFN-i arvatud riikide ökojalajälje kontod ei arvesta riigipiire ületavate teenustega ning seega on eksporditavate teenuste (nt telekommunikatsioon, teadus- ja arendustegevus) märkimisväärse mahuga majanduste ökojalajalg mõnevõrra ülepaisutatud (Kitzes *et al.* 2009). Võrreldes materjalivoo meetodiga esineb sisend-väljundanalüüsil ka puudusi, peamisteks on sisend-väljundandmete vähene detailsus ja eeldus, et majandusharusisest ressursikasutuse varieeruvust ei esine (Feng 2001; Wiedmann 2009). Agregeeritud andmete tõttu saab erinevate maailma regioonide vahelises kaubanduses analüüsida ainult 30 majandusharu vahelisi seoseid, vaid üksikutes riikides eristatakse sisend-väljundraamistikus ka üle saja majandusharu; seevastu materjalibilansi meetod võimaldab jälgida 625 tooterühmaga seotud looduskapitali importi-eksporti 150 riigi vahel (Wiedmann 2009). Nimetatud puuduste ületamiseks on praktikas sisend-väljund- ja materjalivooanalüüsi ka ühendatud (Treloar 1997; Hubacek, Giljum 2003; Muñoz *et al.* 2009).

Kuna rahavood ei peegelda alati proportsionaalselt toodetes sisalduvat või majandusharude kasutatavat looduskapitali, tuleneb sellest teatud valearvestuse oht (Lenzen 2001; Kitzes *et al.* 2009). Alates 1990. aastatest on mõned Euroopa riigid, nt Saksamaa, koostanud rahavoogude sisend-väljundtabelite kõrval ka materjalivoogude vastavaid tabeleid, mis näitavad majandusharude sisest materjalivoogu ja toovad arvestusse sisse ka keskkonna kui tooraineallika sisendpoolel ja jäätmete-emissioonide vastuvõtja väljundpoolel (Hubacek, Giljum 2003). Reaalsete materjalivoogude arvestamist keskkonnakoormuse arvutamisel peavad Hubacek ja Giljum (2003) üksnes rahavoogudest lähtumisest põhjendatumaks, kuid kahjuks on siin takistuseks materjalivoogude sisend-väljundtabelite vähene koostamine maailmas ning seni ka selliste tabelite meetodika ja metaandmete riikide vahelise ühildatavuse probleemid.

Üldiseid sisend-väljundanalüüsi puuduseid kirjeldavad veel Bicknell *et al.* (1998), Feng (2001), Lenzen (2001) ja Kitzes *et al.* (2009), millest võiks siinkohal välja tuua järgmised: algandmete täpsuse küsimused, pikk viibeaeg andmetabelite koostamisel, mistõttu praktikas saab kasutada vaid juba mõnevõrra vananenud andmeid; eeldus, et importtoodete looduskapitali kasutus ja tehnoloogia on sama mis kodumaiste toodete puhul, st et ka eksportiva riigi majandusharude ja toodete vahel valitsevad samasugused seosed kui importivas riigis. Viimase probleemi lahendamisega tegeletakse aktiivselt, muuhulgas on valminud maakera erinevaid regioone hõlmav ressursikasutuse mudel GRAM (Ekins 2009) ning praegu koostatakse keskkonnakasutust hõlmavat Euroopa Liidu riikide vahelist sisend-väljundraamistikku EXIOPOL (Tukker *et al.*

2009). Esimesed rahvusvahelist sisend-väljundmudelit kasutanud ökojalajälje-teemalised uurimused on ka ilmunud (vt Lenzen *et al.* 2007; Moran *et al.* 2009; Wiedmann 2009).

Sisend-väljundmeetod ei aita üksnes jälgida riigipiire ületavat looduskapitali voogu, vaid võimaldab süveneda ka riigisisesse tarbimisse. See on levinud võte mõne piirkonna (McDonald, Patterson 2004; Ravetz *et al.* 2006), organisatsiooni (Thomassen, de Boer 2005), sotsiaalmajandusliku rühma (McDonald *et al.* 2006; Wood, Garnett 2009) või üritustega seotud tarbimise (Collins *et al.* 2006) keskkonnakoormuse, sealhulgas ökojalajälje leidmiseks.

Üks probleeme rahvusvahelise kaubanduse valdkonnas peitub turismis. Kas turismist tingitud keskkonnakoormus peaks jääma turismi teenindava riigi kontosse või tuleks see suunata turismiteenuse tarbijate kodumaa arvepidamisse? Kuigi viimast varianti peetakse meetoodiliselt õigemaks, takistab selle teostamist rahvusvaheliselt ühtsete andmete puudumine ning praegune GFN-i ökojalajälje arvestus riigipiire ületavat turismiteenust ei erista. (Kitzes *et al.* 2009)

2.2.5. Riikide ökoloogiline jalajalg

Ökoloogilise jalajälje atlas

GFN-i üks ülesannetest on riikide ökojalajälje üle arvestuse pidamine. Tulemused avaldatakse kas ökojalajälje atlas (GFN 2009a) või koostöös Londoni Zooloogiaühingu ja Maailma Looduse Fondiga iga kahe aasta taguses maakera keskkonnaseisundit ja inimkoormust hindavas aruandes „Living Planet Report” (WWF *et al.* 2008). Kuna ökojalajälje arvutuskäik on igal aastal mõnevõrra täienenud, ei ole erinevate aastate tulemused omavahel üks-ühele võrreldavad (GFN 2009a). 2006. aastal oli maakera elanike keskmine ökojalajalg 2,6 gha/in a, eluslooduse kandevõime määr aga ainult 1,8 gha/in a (GFN 2009a). Seega elab inimkond üleilmses ökoloogilises defitsiidis: ühe aasta jooksul kasutatud elurikkuse taastootmiseks kulub aasta ja viis kuud ehk ökojalajälje loojate retoorikat tõlgendades võib öelda, et kaasaja elustiili ja tarbimise jätkusuutlikkuse tagamiseks on vaja 1,4 maakera.

Ökojalajälje arvestust on tagasiulatavalt tehtud alates 1960. aastatest. Tuginedes 2009. a ökojalajälje atlas (GFN 2009a), võib öelda, et alates 1980. aastate teisest poolest on inimkond tarbinud Maa elusvarasid taastekke määrast enam. Ökojalajälje kogukasvu taga on valdavalt suurenenud energiakasutus, oluliselt väiksemal määral on kasvanud vajadus põllu- ja rohumaa järele. Eristades maailma riike nende elanike keskmise sissetuleku alusel, selgub, et madala ja

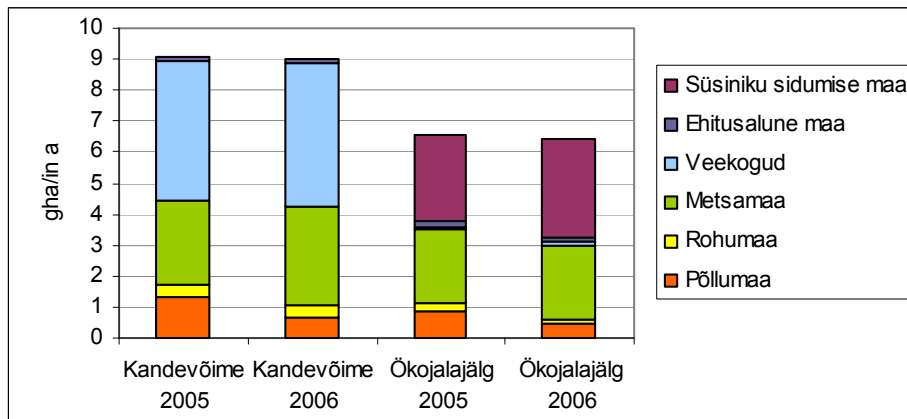
keskmise sissetulekuga riikides on ökojalajälg elaniku kohta vähenenud ning rikastes riikides oluliselt tõusnud. Kõikides klassides on elaniku kohta vähenenud vajadus põllumaa järele, tõusnud on aga vajadus süsiniku sidumise maa ehk nn energiamaa järele. Seega maakera kasvav rahvaarv on mõjutanud ökojalajälje kasvu märksa vähem kui lääneliku elustiiliga kaasnevad liikumis- ja tarbimisharjumused. Sama tuleneb riikide ökojalajälge ja ÜRO inimarengu indeksit kõrvutades: viimase tõustes kasvab riigi elanike keskmine ökojalajälg logaritmiliselt. Olukorda, kus riiki võib nimetada arenenuks (inimarengu indeks $\geq 0,8$) ja riigi ökojalajälg mahub olemasoleva keskkonnamahu sisse ($\leq 1,8$ gha/in a), esineb tänapäeval väga vähesel määral, kuid just see on keskkonnaalase, sotsiaalse ja majandusliku jätkusuutlikkuse koosseisestamise tingimus. (GFN 2009a)

Eesti riigi ökoloogiline jalajälg

Eesti koht maailma riikide ökojalajälje „edetabelis” on kahetsusväärset silmapaistev: oleme olnud järjepidevalt esikümnes. 2006. aasta majandus- ja keskkonnaandmete tuginedes oli Eesti ökojalajälg 6,4 gha/in a (tabel 1), mis ületab maakera keskmist eluslooduse kandevõimet kolm ja pool korda (GFN 2009a). Eest silmapaistva ökojalajälje põhipõhjus peitub põlevkivienergeetika kõrges süsihappegaasi intensiivsuses energiaühiku kohta. Selle kõrval on olulised ka autostumine, üha ulatuslikum reisimine ning meie läänelikud tarbimisharjumused – valdkonnad, milles ökojalajälje suurus sõltub peamiselt igapäevaste individuaalsetest otsustest. Samas oli Eesti eluslooduse kandevõime 2006. aastal 9,0 gha/in a, olles seega üks neljast ökojalajälje poolest esikümnesse kuuluvast riigist Austraalia, Uus-Meremaa ja Kanada kõrval, mis ei ole antud andmete tuginedes ökoloogilises defitsiidis (GFN 2009a). Seega võib öelda, et üleilmses plaanis oleme andja-, mitte saajariik. Teisisõnu, meie maal on elukooslusi kandvat pinda justkui rohkem, kui see, mida siinsed inimesed praeguse eluviisi puhul ökoloogiliste teenuste tarbeks kasutavad.

Et mõista, mis moodustab Eesti ökojalajälje ja millest koosneb meie eluslooduse kandevõime, tuleb süveneda ökojalajälje kontosse (joonis 1). Põllu-, rohu- ja metsamaad oleme 2006. aastal kasutanud olemasolevatest võimalustest mõnevõrra vähem. Süsiniku sidumise maa on ökojalajälje meetodika alusel oma olemuselt kasvav metsamaa, seega liites vajaduse „päris” metsaalade ja „süsiniku sidumise maa” järele, leiame, et metsamaad on Eestis vähem kui tarvidust selle järele. Asustusmaad on alati konto mõlemal poolel võrdselt. Üle jääb veel veekogude maa, milles seisneb Eesti ökojalajälje konto kõige suurem küsimärk ja vastuolu. Veekogude, st merealade ja siseveekogude ressursse oleme kasutanud justkui 56 korda eluslooduse taastootlikkusvõimest vähem (GFN 2009c). Samas teame, et Läänemere kalavarud

on madalseisus (Põllumajandusministeerium 2007; Heinoja 2008). Siit nähtubki peasuunametodi ülal kirjeldatud oluline puudujääk kalanduse jätkusuutlikkuse ja veeökosüsteemide taastootlikkusvõime hindamise vallas (Talberth *et al.* 2007b; Kitzes *et al.* 2009). Talberth *et al.* (2007) on arvutanud alternatiivse meetodika abil riikide kalanduse ökojalajälje ja veekogude kandevõime suuruse ning tulemused erinevad oluliselt GFN-i poolt esitatust. Eesti kala ja mereandide tarbimise ökojalajalg oli 2003. aastal Talberth *et al.* (2007) andmetel 16,7 gha/in a ja veeökosüsteemide kandevõime 5,1 gha/in a (võrdle GFN-i (2009c) vastavaid tulemusi 2006. aasta kohta: 0,14 ja 4,59 gha/in a), seega ökoloogiline defitsiit on ilmne. Vaadates teiste Euroopa riikide GFN-i (2009c) arvatud ökojalajälje bilansi, näeme, et ainult Läti, Leedu, Venemaa, Soome, Rootsi ja Norra kontod on plusspoollel, st eluslooduse kandevõime ületab ökojalajälge. Peale Leedu ja Venemaa on kõigi nende riikide, sh Eesti kaks suuremat eluslooduse kandevõimet pakkuvad maakattetüübid metsamaa ja veekogud. Arvestades Läänemere kalavarude seisukorda, kalanduse korraldust ja praegust püügipraktikat (vt Põllumajandusministeerium 2007; Heinoja 2008), võib oletada, et selles osas on Läänemere-äärsete riikide ökojalajalg alahinnatud ning eluslooduse kandevõime ülehinnatud. Lõpetuseks aga veel meeldetuletus, et meetod eeldab erinevate ökosüsteemi teenuste ja maakattetüüpide bioloogilise tootlikkuse omavahelist asendatavust (Wackernagel *et al.* 2006b), mistõttu järeldused ei tohiks lähtuda ökojalajälje ja kandevõime kõrvutamisest üksikute maakattetüüpide kaupa.



Joonis 1. Eesti ökoloogiline jalajalg ja eluslooduse kandevõime maakattetüüpide lõikes 2005. ja 2006. aastal (GFN 2008, 2009c).

3. Materjal ja metoodika

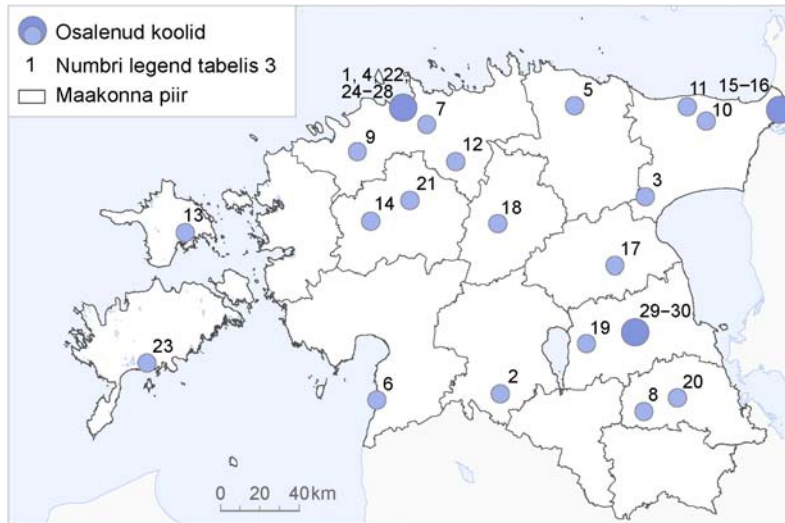
2008.–2009. aastal viidi TÜ geograafia osakonnas läbi SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud 2008. a keskkonnakorralduse projekt nr 48 „Ökoloogilise jalajälje osisepõhise arvutusmetoodika arendamine ning testimine“, mille käigus loodi ökojalajälje veebikalkulaator ja teostati gümnaasiumiõpilaste ökojalajälje uurimus. Projekti meeskonda kuulusid Margus Tiru (veebikalkulaatori programmeerimine ja kujundus), Sveta Bogomolova (kalkulaatori tõlge vene keelde), Annika Tähepõld (empiirilise uurimuse teostamine), Olle Järv (tulemuste esmane analüüs), Rein Ahas (projekti kaasjuhtimine) ja käesoleva töö autor (projekti koordineerimine, ökojalajälje kalkulaatori arvutusmetoodika koostamine, empiirilise uurimuse teostamine). Nõu ja jõuga aitasid Tõnu Muring, Siiri Silm, Anto Aasa ja Anri Lihhodejevski. Veebikalkulaatori täiendamisel olid abiks paljude inimeste tähelepanekud ja soovitused. Käesolev magistritöö põhineb ökoloogilise jalajälje veebikalkulaatori alusel läbi viidud Eesti gümnaasiumiõpilaste keskkonnakasutuse uurimisel.

3.1. Uurimus

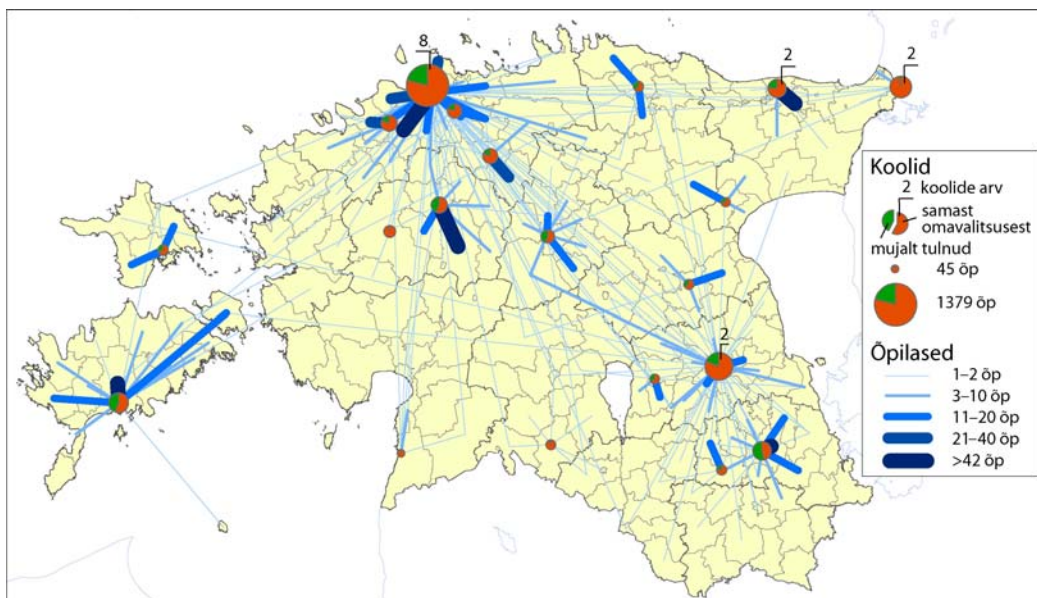
3.1.1. Valim

Töö empiirilise osa aluseks on 2009. aasta kevadpoolaastal teostatud Eesti kümnenda klassi õpilaste ökoloogilise jalajälje uurimus. Valimisse kuulus 450 õpilast, valimi moodustamine toimus kahes astmes ja selle aluseks olid Eesti hariduse infosüsteemi (EHIS) koolide ja õpilaste andmetabelid 2008./09. õppeaasta kohta. Õppeasutuste valimile seati tingimus, et tegemist peab olema tavakooliga, st välja jäeti täiskasvanugümnaasiumid ja erivajadustega laste koolid. Selekteeritud õppeasutuste seast valiti uuringusse juhuslikult 30 kooli, mille paiknemist näeb joonisel 2, mille parameetrid on toodud tabelis 3 ja mille gümnaasiumiastme tagamaad illustreerib joonis 3. Teises astmes leiti igast koolist 15 kümnenda klassi õpilast, kes pidid täitma ökoloogilise jalajälje veebikalkulaatori ankeedi. Õpilaste valik ei tohtinud sõltuda õppeedukusest, isikuomadustest, sotsiaalsest taustast, vabatahtlikust kalkulaatori täitmise soovist vms, siiski tuli klassinimekirjadest välja jätta õpilased, kelle kohta oli teada, et nad puudusid koolist pika haiguse tõttu või muul põhjusel. Uurimuses osalejate leidmiseks kasutati õpilaste arvust lähtuvat sammu: iga kooli kümnenda klassi õpilaste arv jagati viieteistkümnega ning ümardati allapoole. Paralleelklasside nimekirjad järjestati ja leitud sammu alusel märgiti õpilased, viimas(t)e

õpilaste leidmiseks alustati taas järjestatud nimekirja algusest, jättes välja juba märgitud õpilased. Igas koolis koordineeris uuringu läbiviimist sealne kontaktõpetaja ja valimisse kuuluvate õpilaste märkimine toimus kohtumisel temaga. Vastuste salvestamiseks veebikalkulaatorisse omistati igale osalenud õpilasele personaalne kood. Uuringugrupi jaoks olid osalevad õpilased anonüümsed ning tulemuste töötlemine toimus üksnes nimetatud koodi alusel.



Joonis 2. Valimisse kuulunud koolide paiknemine. Suurem ring tähistab kaht või enamat kooli.



Joonis 3. Uuringus osalenud koolide tagamaa – kiired tähistavad väljastpoolt kooli omavalitsust pärit gümnaasiumiastme õpilaste hulka omavalitsuse täpsusega. Koolide legend ja nimistu asuvad joonisel 2 ning tabelis 3. Andmed pärinevad Eesti Hariduse Infosüsteemist 2008./09. õppeaasta seisuga.

Tabel 3. Valimisse kuulunud koolide tunnused 2008./09. õppeaastal Eesti Hariduse Infosüsteemi andmetel.

Nr	Kool	Omaavalitsus	Õppekeel	Omandivorm	Õpilasi	10. kl õpilasi	Ankeedi täitnud õpilasi
1	Audentese Erakool	Tallinn	eesti	era	382	20	14
2	August Kitzbergi nimeline Gümnaasium	Karksi vald	eesti	munitsipaal	408	26	10
3	Avinurme Keskkool	Avinurme vald	eesti	munitsipaal	231	22	15
4	EBS Gümnaasium	Tallinn	eesti/inglise	era	156	54	6
5	Haljala Gümnaasium	Haljala vald	eesti	munitsipaal	360	36	13
6	Häädemeeste Keskkool	Häädemeeste vald	eesti	munitsipaal	263	20	14
7	Jüri Gümnaasium	Rae vald	eesti	munitsipaal	879	48	12
8	Kanepi Gümnaasium	Kanepi vald	eesti	munitsipaal	278	38	15
9	Keila Gümnaasium	Keila linn	eesti	era ⁴	660	69	14
10	Kohtla-Järve Ahtme Gümnaasium	Kohtla-Järve	vene	munitsipaal	669	54	8
11	Kohtla-Järve Kesklinna Gümnaasium	Kohtla-Järve	vene	munitsipaal	491	21	15
12	Kose Gümnaasium	Kose vald	eesti	munitsipaal	602	80	15
13	Käina Gümnaasium	Käina vald	eesti	munitsipaal	300	16	14
14	Märjamaa Gümnaasium	Märjamaa vald	eesti	munitsipaal	643	31	15
15	Narva Humanitaar-gümnaasium	Narva	vene	munitsipaal	775	51	14
16	Narva Kesklinna Gümnaasium	Narva	vene	munitsipaal	718	55	15
17	Oskar Lutsu Palamuse Gümnaasium	Palamuse vald	eesti	munitsipaal	317	28	11
18	Paide Ühisgümnaasium	Paide linn	eesti/vene	munitsipaal	640	63	15
19	Puhja Gümnaasium	Puhja vald	eesti	munitsipaal	306	25	15
20	Põlva Ühisgümnaasium	Põlva linn	eesti	munitsipaal	818	91	15
21	Rapla Ühisgümnaasium	Rapla vald	eesti	munitsipaal	687	73	15
22	Rocca al Mare Kool	Tallinn	eesti	era	695	65	15
23	Saaremaa Ühisgümnaasium	Kuressaare	eesti	munitsipaal	777	103	15
24	Tallinna Humanitaar-gümnaasium	Tallinn	eesti/vene	munitsipaal	934	85	15
25	Tallinna Juhkentali Gümnaasium	Tallinn	vene	munitsipaal	448	56	12
26	Tallinna Kristiine Gümnaasium	Tallinn	eesti	munitsipaal	642	71	15

⁴ Keila Gümnaasium endise munitsipaalkoolina omab teeninduspiirkonda ja koolis ei ole õppemaksu, mistõttu tegemist ei ole tüüpilise erakooliga.

Nr	Kool	Omavalitsus	Õppekeel	Omandivorm	Õpilasi	10. kl õpilasi	Ankeedi täitnud õpilasi
27	Tallinna Nõmme Gümnaasium	Tallinn	eesti	munitsipaal	670	117	15
28	Tallinna Sikupilli Keskkool	Tallinn	eesti	munitsipaal	343	43	15
29	Tartu Annelinna Gümnaasium	Tartu	vene	munitsipaal	718	50	12
30	Tartu Kivilinna Gümnaasium	Tartu	eesti	munitsipaal	1415	170	13

3.1.2. Metoodika

Ökoloogilise jalajälje arvutamise metoodikat veebikalkulaatoris kirjeldatakse peatükis 3.2 ning kalkulaatori küsimustik on toodud lisas 2. Tarbimisandmete kõrval küsiti vastajatelt nende sotsiaalmajanduslikke tunnuseid: sugu, vanus, rahvus, perekonnaseis, leibkonnaliikmete arv, leibkonna keskmine netosissetulek inimese kohta, elamu tüüp ja ehitusaasta, asumitüüp, maakond, omavalitsus ning kodu kaugus koolist, ühistranspordi peatusest, poest ja omavalitsuse keskusest. Kalkulaatoris on küsitavaid tunnuseid enam, need aga ei olnud kooliõpilaste uuringus vajalikud (nt perekonnaseis, haridustase, amet, tegevusvaldkond). Uuringus on teada vastaja kool.

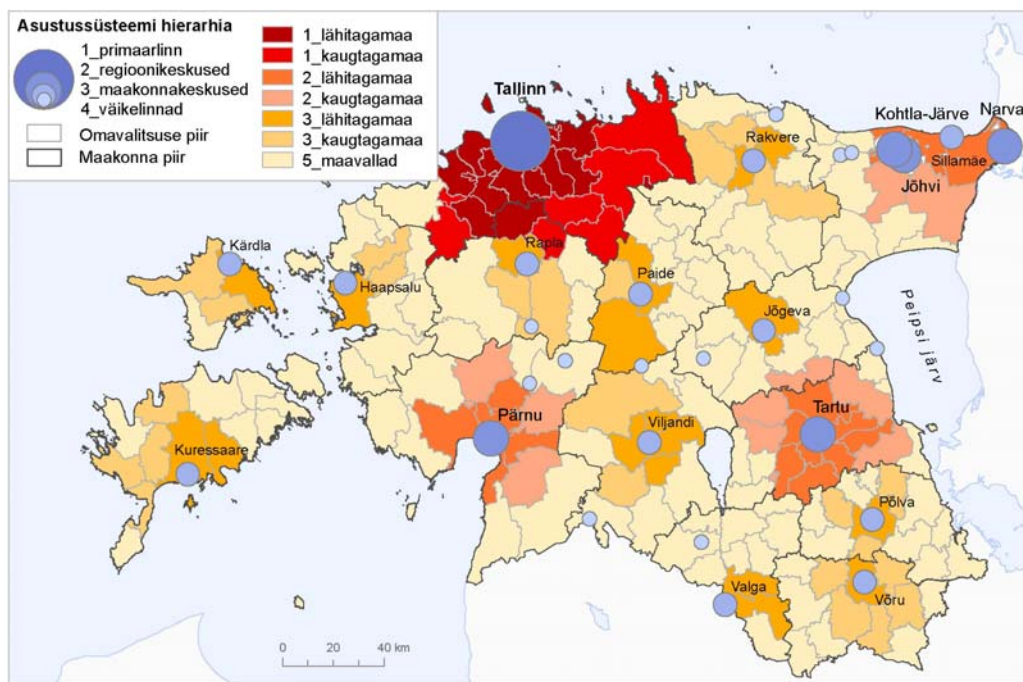
Uuringus eristatakse viit leibkonnaliikme keskmise netosissetuleku klassi, mis on alates väikseimast järgmised: <4000 kr/in kuus, 4000–6000 kr/in kuus, 6000–10 000 kr/in kuus, 10 000–16 000 kr/in kuus ja >16 000 kr/in kuus. Rahvustest⁵ vaadeldakse eestlaste ja venelaste ökojalajälge. Leibkonnaliikmete arvu alusel eristatakse kahe kuni kuue liikmega⁶ perede õpilasi. Asumitüüpide vaadeldavaid klasse on viis: linn ja alev, alevik ja endine kolhoosi/sovhoosi keskus, uusasum, suvilapiirkond ja hajaasustuspiirkond. Elamutüüpidega eristatakse eramut, paarismaja/ridaelamut, väikest, kuni üheksa korteriga kortermaja ja suurt kortermaja. Õpilaste kodumaja ehitusaasta alusel moodustatakse kaks klassi: vanemateks loetakse enne 1991. aastat ehitatud hooneid, uuemateks alates 1991. aastast ehitatud maju. Koolide seas eristatakse era- ja munitsipaalkoole.

Lisaks vaadeldi käesolevas uuringus vastaja kodu ja õppeasutuse paiknemist asustussüsteemi hierarhias ning piirkonda, kust õpilane pärit on. Eesti asustussüsteemi hierarhia ehk erinevate tasemete keskuslinnade, nende tagamaa ja maa-asulate määratluse on koostanud TÜ geograafia

⁵ Teiste rahvuste esindajaid peale eestlaste ja venelaste osales uuringus vaid üksikuid, vt ptk 3.1.3.

⁶ Õpilased ei ela üksi ja suuremaid kui kuueliikmelisi leibkondi esines uurimuses vähe, vt ptk 3.1.3.

osakonna linna- ja rahvastikugeograafia tööühm ning siin eristatakse primaarlinna (Tallinn), regioonikeskuseid (Tartu, Jõhvi, Kohtla-Järve, Narva, Pärnu), maakonnakeskusi, keskuslinnade lähi- ja kaugtagamaid (vastavalt 30%-ne ja 15%-ne tööalane pendelränne tagamaalt keskusesse), väikelinnasid ja maavaldasid (Tammaru *et al.* 2003). Eesti territooriumi jaotus hierarhiatasemeti on näha joonisel 4. Piirkondade määratlemisel võeti aluseks Eesti piirkondlike üksuste statistiline klassifikaator (EPS, Statistikaamet 2005). Selle alusel kuulub Põhja-Eestisse Harjumaa; Kirde-Eestisse üksnes Ida-Virumaa; Kesk-Eesti moodustavad Rapla-, Järva- ja Lääne-Virumaa; Lõuna-Eestisse jäävad Jõgeva-, Tartu-, Põlva, Valga-, Võru- ja Viljandimaa ning Lääne-Eestisse kuuluvad Saare-, Hiiu-, Lääne- ja Pärnumaa.



Joonis 4. Eesti territooriumi jaotus asustussüsteemi hierarhiatasemeti. Allikas: Tammaru *et al.* 2003, kohandanud S. Silm ja A. Poom.

Veebikalkulaatori andmebaasi sisestatud vastuste alusel leiti tabelarvutusprogrammis Excel kooliõpilaste ökojalajälje suurus. Statistiline andmetöötlus viidi läbi programmis Statistica (statistilised karakteristikud, ANOVA) ja Excel (graafikud). Valimisse kuulunud koolide õpilaste elukohaandmed asustusüksuse täpsusega saadi Eesti hariduse infosüsteemist 2008./09. õppeaasta kohta ning koolide tagamaakaart valmis programmides ArcMap ja Adobe Illustrator. Tulemuste analüüsis on reeglina välja toodud klassid, kuhu kuulus vähemalt 20 õpilast. Statistilise olulisuse nivoona kasutati uurimuses $p < 0,05$. Kuna toitumise valdkonnas esines ainus selge erinevus vaid noormeeste ja neidude vahel, ei ole selle valdkonna ökojalajälje teiste tunnuste juures käsitletud.

3.1.3. Küsimustiku täitnute üldised tunnused

Kalkulaatori täitis 412 valimisse kuulunud õpilast, kellest nelja vastused jäeti madala usaldusvääruse tõttu analüüsist välja⁷. Igast koolist osalenute arv on esitatud tabelis 3. Kõigi vastuste seas tehti pistelist loogilisuse kontrolli, küsitavate vastuste puhul pöörduiti kontaktõpetaja poole, et ta vastava koodiga isikult vastuste õigsuse üle küsiks.

Uurimuses osalenud õpilaste keskmine vanus oli 17 aastat (sündinud peamiselt 1991. ja 1992. aastal). Vastanute seas oli 229 tütarlast ja 179 noormeest. Valdava osa vastanutest moodustasid eestlased (316 õpilast), arvult järgnesid venelased (83) ning esindatud olid ka üksikud valgevene, ukraina, juudi, soome ja läti rahvusest õpilased. Uurimuses osalenud vene rahvusest õpilaskond elab valdavalt linnas (93%), sealjuures peamiselt regioonikeskustes. Regioonikeskuste elanikest moodustavad uuringus osalenud vene õpilased 78%. Eesti rahvusest õpilastest on linnaelanikke 42%, neist omakorda elab Tallinnas 41%. Ükski uuringus osalenud õpilane ei elanud üksi, kõige suuremasse peresse kuulus 11 inimest. Leibkonnaliikme keskmise netosissetuleku märkis 382 vastanut, arvukaimaks osutus netosissetulek 4000–6000 kr/in kuus (24% vastanutest). Sissetulekute kombineerimisel teiste tunnustega moodustasid reeglina vaid väikese õpilaste arvuga rühmad, mis ei võimaldanud usaldusväärset statistilist töötlemist.

Asustussüsteemi hierarhiatasemete kaupa oli hästi esindatud primaarlinn Tallinn (82 õpilast), selle lähitagamaa (50 õpilast), regioonikeskused (74 õpilast) ja maavallad (93 õpilast). Maakonnakeskustes (31 õpilast) ja selle mõlemas tagamaaklassis elas võrdlemisi vähe õpilasi (lähitagamaal 21 ja kaugtagamaal 27 õpilast). Pealinna kaugtagamaad ja regioonikeskuste mõlema astme tagamaad uuringus ei käsitletud, sest nendesse rühmadesse kuulus alla 20 õpilase. Valdav osa uurimuses osalenud kooliõpilastest elab linnalises asumitüübis (216 õpilast), ka alevik ja hajaasustuspiirkond on koduks arvestatavale hulgale õpilastest (vastavalt 102 ja 59 õpilast). Uusasumis ning suvilapiirkonnas elab vaid väike arv õpilasi (vastavalt 18 ja 13 õpilast) ning suvilapiirkonda eraldi ei käsitletud. Neljast elamutüübist on arvukama esindajaskonnaga eramus ja suures kortermajas elav õpilaskond (vastavalt 183 ja 148 õpilast), paarismajas või ridaelamus ja kuni üheksa korteriga kortermajas elas vastavalt 40 ja 37 õpilast. Hoone vanuse alusel eristatud klassidest on arvukamalt esindatud vanemate majade rühm (311 õpilast). Valimisse kuulus kolm erakooli ja seitse venekeelset kooli, viimastest paiknevad kaks Tallinnas ja viis regioonikeskustes. Iseseisvalt ei moodusta ükski kool statistiliselt piisavalt suurt rühmitust.

⁷ Nende õpilaste vastused olid vastukäivad või oli tegemist läbivalt maksimumilähedaste vastusevariantide valimisega/sisestamisega.

3.2. Ökoloogilise jalajälje kalkulaator

Ökoloogilise jalajälje veebikalkulaator on üksikisiku tarbimist ja sellest tingitud keskkonnakoormust analüüsiv vahend. Keskkonnakoormust väljendatakse siin tingühiku abil: globaalhektarites inimese kohta aastas. Kalkulaator koosneb neljast temaatilisest plokkist, millele lisandub üldküsimumste plokk uurimuse läbiviimise jaoks. Käsitletavad teemavaldkonnad ja neid moodustavad tarbimiskategooriad on järgmised: elukoht (kütte- ja elektrienergiakasutus ning muu majapidamine, st ehitusaegsed kulud, veekasutus ja ehitusalune maa), transport (auto- ja ühistransport, mis moodustavad maismaatranspordi kategooria, ning lendamine), toitumine ja kaupade-teenuste tarbimine (kategooriatena eraldi kaubad ja teenused). Kalkulaatori arvutuskäik on kombinatsioon osisepõhisest ja terviklikust ökojalajälje meetodist. Osisepõhine lähenemine tähendab erinevate tarbimiskategooriate identifitseerimist ja nendest tuleneva keskkonnakoormuse liitmist. Igal tarbimiskategoorial on oma ökojalajälje intensiivsus tarbimisühiku kohta. Viimaste määramisel on kasutatud nii tervikmeetodi elemente, st et lähtutakse riigi statistilistest näitajatest, kui ka olelusringianalüüsi elemente. Ökojalajälje intensiivsused näitavad vastava tarbimiskategooria otsest ja kaudset maa- ning energiakasutust globaalhektarites küsitava ühiku kohta. Uuringus kasutatud, 2009. aasta kevade ja suve jooksul uuendatud ökojalajälje kordajaid koos nende allikmaterjalide nimistuga leiab lisast 1. Need erinevad mõnevõrra praegu kalkulaatoris kasutusel olevatest kordajatest, mis vajavad uuendamist. Ökoloogilise jalajälje kalkulaatori küsimustik on toodud lisas 2. Veebikalkulaatori aadress on <http://www.ut.ee/mobility/jalajalg>.

3.2.1. Elukoht

Elukoha osa küsitleb leibkonna/pere majapidamisega seotud maa-, vee- ja energiakasutusandmeid ning jagab saadud ökojalajälje väärtused leibkonnaliikmete arvuga. Ökojalajälje põhikomponent on siin kütte- ja elektrienergiakasutus. Hoone ehituse energiakuludena on arvestatud 12–20% hoone kasutusaja energiakasutusest olenevalt kandekonstruktsiooni ehitusmaterjalist. Energiakasutuse ökojalajälje intensiivsused on toodud lisas 1, need tuginevad CO₂ emissiooni väärtustele, andmepuuduse tõttu ei ole arvestatud energiatööstuse maakasutusandmetega. Veevarude tarbimist ökojalajälje meetodikas ei hinnata, küll saab aga näidata veekasutuses sisalduvat maa- ja energiatarvet. Kalkulaatoris on maakasutuse andmenappuse tõttu arvestatud aga vaid veekasutuseks vajamineva energiatarbega, külma vee ökojalajälje intensiivsus on üle

võetud Chambers *et al.* (2004: 98) käsiraamatust. Lisaks leitakse otsese maakasutuse, st hoone krundialuse maa ökojalajälg, mis moodustab reeglina vaid väikese osa kogu elukohaga seotud ökojalajäljest.

3.2.2. Transport

Õpilaste transpordikäitumises on ökojalajälje seisukohast olulised motoriseeritud liiklusvahendid. Kõndimine ja rattasõit on marginaalse tähtsusega, sest peamise osa ökojalajäljest põhjustab energiakasutus, mitte teedealune maapind. Kalkulaator arvestab praegu autosõidu, ühistranspordi kasutuse ja lendamisega, lisamisel on laevasõit ja mootorratta/mopeedi kasutus. Kasutajalt küsitakse auto- ja ühistranspordi läbisõidu pikkust, reisijate arvu autos ja auto kütusekulu ning lennutundide arvu aastas. Auto- ja rongisõidu ning ühistranspordi kasutuse ökojalajälje intensiivsuse määravad sõitmisel tekkiv CO₂ kogus, teedealune maapind ning autotööstuse maa- ja energiakasutus. Viimase teguri arvestamiseks tarvitatakse nn tugevduskordajat (*uplift factor*), milleks on kalkulaatoris 1,45 (Chambers *et al.* 2004: 86) ja millega korrutatakse läbisõidul tekkinud CO₂ emissiooni kogus. Auto- ja ühistranspordikasutuse puhul on arvestatud teemaa pindalaga (Teeregister 2008) ning läbisõidu ja sõitjakilometraaži andmetega (Statistikaamet 2007b; Metsvahi 2008; Statistikaamet 2009b). Rongisõidu puhul on arvestatud raudteeveonduse kütusekasutust, avalikult kasutatava raudteemaa pindala ja Eesti reisija- ja kaubaveo vahekorda (Statistikaamet 2007a, 2009b). Lendamise ökojalajäljenäidu leidmiseks tarvitatakse kalkulaatoris Chambers *et al.* (2004: 86) koefitsienti, mis arvestab lennunduse energia- ja maakasutusega. Kalkulaatoris ei eristata pika- ja lühimaalende, vaid koefitsient on võetud nende keskmisena.

3.2.3. Toitumine

Toitumisvaldkonna ökojalajälje koefitsientide leidmine on olnud kõige keerukam ja vajaks paremate olelusringianalüüsi andmete olemasolu. Alusena on peamiselt kasutatud Statistikaameti põllumajandus- ja energeetikaalast informatsiooni (Statistikaamet 2007b, 2009b) ning Toitumisprogrammi portaali (2008) teavet. Leitud on nii esmaste kui ka teiseste toiduainete ökojalajälje intensiivsused, arvestades Eesti põllumajandusliku maa ja toodanguga ning põllumajandustööstuse otsese ja kaudse energia- ning maakasutusega. Viimased tegurid on arvatud sisend-väljundanalüüsi meetodil, tuginedes metoodiliselt Bicknell *et al.* (1998) ja Ferng

(2001) töödele. Analüüsi alusena on tarvitatud 2000. aasta sümmeetrilist sisend-väljundtabelit alushindades toodete järgi (Statistikaamet 2009b), mis võimaldas leida tooterühmade vahelised energia- ja maakasutuseseosed (praeguseks ajaks on ilmunud sama tabel ka 2005. aasta kohta ning seega vajab kalkulaator uuendamist). Tooterühmad on jagatud 18 energiakasutusvaldkonnaks vastavalt riigi energiabilansi tabelile (Statistikaamet 2009b) ja üheksaks maakasutusvaldkonnaks (CORINE 2006; ITK 2008; Tallinna Linnavalitsus 2008). Sisend-väljundanalüüsi lihtsustusena on importkaupade ökojalajälje intensiivsused loetud samaks kodumaiste toodete näitajatega, rahvusvaheliste andmetabelite kasutus on maailmas alles võrdlemisi varases arengujärgus (Tukker *et al.* 2009; Wiedmann 2009); kuid toodete impordi enda keskkonnamoormus tugineb riigi väliskaubandusandmetele (Statistikaamet 2009b) ja sisend-väljundanalüüsi teel leitud transpordisektori maa- ja energiakasutusele. Mahe- ja nn tavatoodangut eristatakse väetiste ning taimekaitsevahendite maa- ja energiakasutuse ökojalajälje abil, kuid see ka punkt vajab sügavamat teemakäsitlemist.

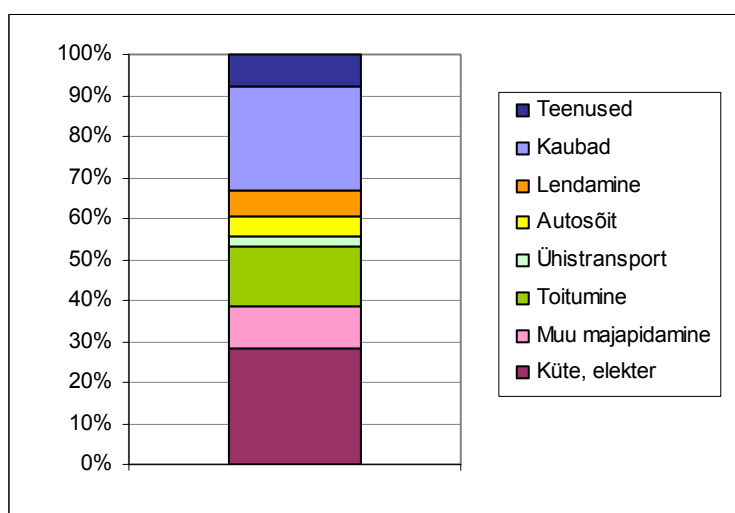
3.2.4. Kaupade ja teenuste tarbimine

Kaupade ja teenuste tarbimise ökojalajälje intensiivsused on leitud ülal kirjeldatud sisend-väljundanalüüsi teel, st kasutatakse tooterühmade otseseid ja kaudseid maa- ning energiakasutusandmeid, ja kohandatud need 2000. aasta hindadest 2008. aasta hindadesse (Statistikaamet 2009b). Käesolev valdkond on kalkulaatoris peale kaugkütte alapunkti ainus, kus küsitakse vastajalt rahalisi sisendandmeid. Lihtsustusena on vähendatud küsitavate tooterühmade arvu, eraldi on välja toodud paberkaubad, riidekaubad, tubakas, muud tooted, jäätmevedu ja teenused. Viimane kategooria on väga mitmekesine, hõlmades nt kommunikatsiooniteenuseid, erinevaid teenustasusid, külastustasusid ja piletihindu, kindlustusmakseid. Vaikimisi liidetakse kõikide vastajate ökojalajälje tulemusele valitsussektori ökojalajälg, mis on samuti leitud sisend-väljundanalüüsi teel. Jäätmete, v.a ohtlike jäätmete sortimine vähendab vastaja ökojalajälge, kuid see valdkond vajab paremate olelusingiandmete olemasolu.

4. Tulemused

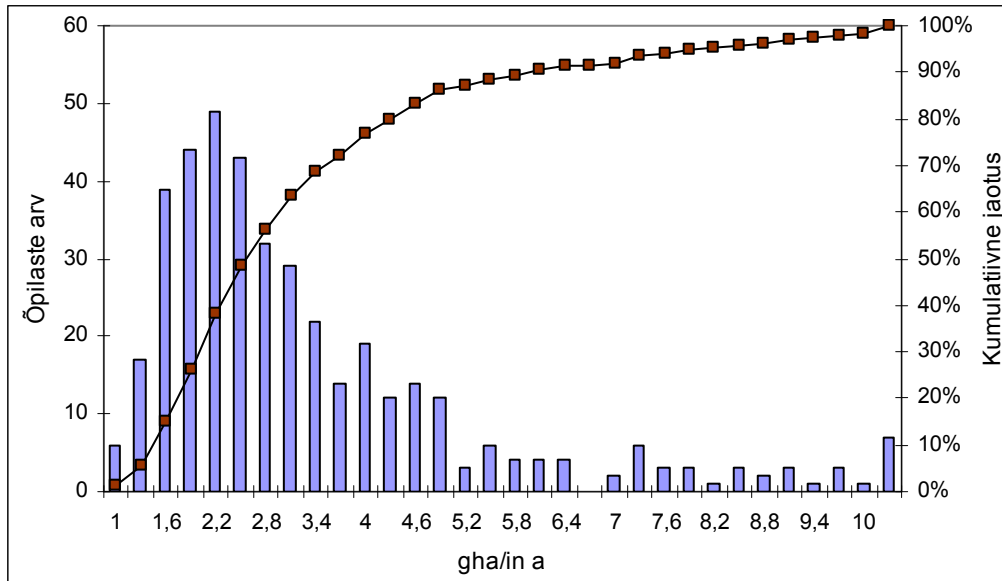
4.1. Keskmised näitajad

Uurimuses osalenud kümnenda klassi õpilaste keskmine ökojalajalg on 3,2 globaalhektarit inimese kohta aastas (gha/in a), mediaan aga 2,6 gha/in a. Kooliõpilaste ökoloogilise jalajälje karakteristikud on näha tabelis 4 ning ökojalajälje jaotumine tarbimiskategooriate vahel on toodud joonisel 5. Suurima osakaaluga ökojalajälje põhjustab majapidamisega seotud keskkonnakasutus (39%), millest olulise osa võtab enda kanda kütte- ja elektritarve (29% ökojalajälje kogunäidust). Teised kodumajapidamisega seotud kategooriad (koondnimena „muu majapidamine“: veekasutus, ehitusalune maa ja hoone ehitusaegsed kulud) moodustavad 10% kogunäidust. Olulisuselt järgmine teemavaldkond on kaupade ja teenuste tarbimine (35%), sealhulgas moodustavad kaubad 25% ja teenused 8% kogu kooliõpilase keskmisest ökojalajäljest. Toitumisest tulenev ökojalajalg annab 15% kogunäidust. Keskmise kooliõpilase transpordikäitumises põhjustavad pea võrdse ökojalajälje lendamine (6%) ja autosõit (5%), ühistranspordi kasutus moodustab kogujalajäljest vaid 2%.



Joonis 5. Kooliõpilaste keskmise ökoloogilise jalajälje jaotumine tarbimiskategooriateks (n=408).

Õpilaste ökojalajälje tulemuste jaotust kajastab joonis 6: pea poolte (49%) õpilaste ökojalajalg jääb vahemikku 1,3–2,7 gha/in a tipuga vahemikus 1,7–2,4 gha/in a (27%). Keskmine tulemus on suure varieeruvuse (4,3 gha/in a) ja standardhällbega (2,1 gha/in a); ökojalajälje miinimumi ja maksimumi vahemik on ulatuslik (ligi 12 gha/in a). Jaotusgraafik vastab normaaljaotuse tingimustele ($p < 0,01$).



Joonis 6. Kooliõpilaste ökoloogilise jalajälje tulemuste jagunemine.

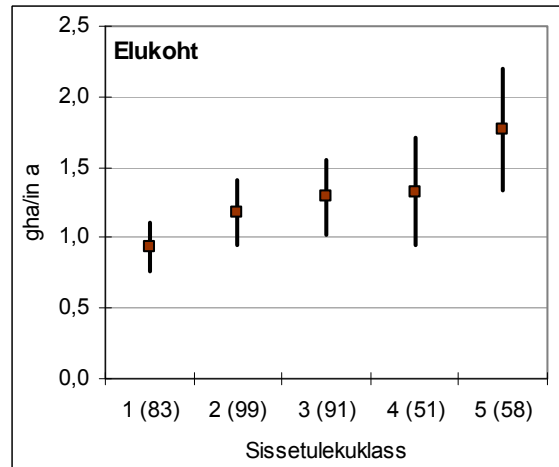
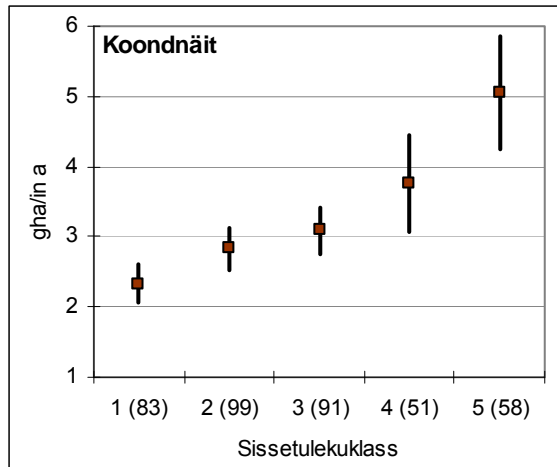
4.2. Sotsiaalmajanduslikud tegurid

Sotsiaalmajanduslikest teguritest on käesolevas töös uuritud õpilaste ökojalajälje seost leibkonnaliikme netosissetuleku ja rahvustunnusega. Leibkonna **netosissetulekute** lõikes varieerub gümnaasiumiõpilaste ökoloogiline jalajalg olulisel määral: sissetulekute suurenedes õpilaste keskkonnakasutuse määr kasvab, vaid toitumisvaldkonna ökojalajalg püsib läbivalt samas suurusjärgus. Madalamast sissetulekuklassist alates on õpilaste keskmine ökojalajalg järgmine: 2,3, 2,8, 3,1, 3,8 ja 5,1 gha/in a (joonis 7a). Koondnäit erineb statistiliselt oluliselt kõikide sissetulekurühmade, v.a teise ja kolmanda vahel.

Kõrgema sissetulekuga peredes tarbitakse enam kütte- ja elektrienergiat, sealjuures esinevad absoluutväärtuste hüpped kahe madalama ja kahe kõrgema sissetulekuklassi vahel (joonis 7b). Kodumajapidamise otsese energiatarbe osakaal ökojalajälje koondnäidust püsib sissetulekute lõikes võrdlemisi ühtlasel tasemel, alles kahe kõrgema sissetulekuklassi õpilastel moodustab see kolme kuni viie protsendipunkti võrra väiksema osakaalu võrreldes madalamate sissetulekuklassidega.

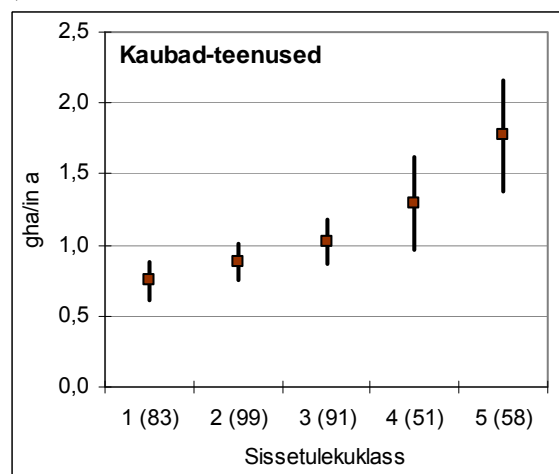
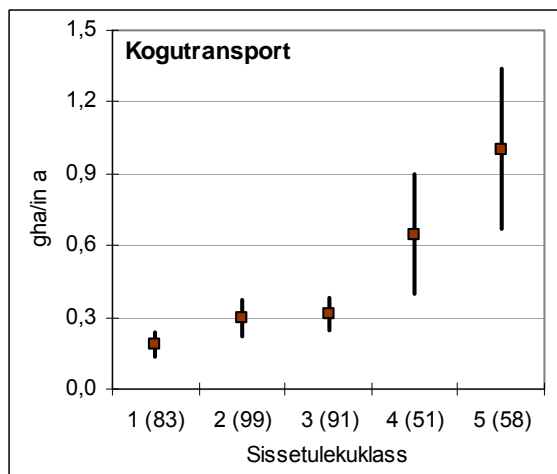
Tabel 4. Kooliõpilaste ökoloogilise jalajälje (gha/in a) karakteristikud teemavaldkondade kaupa (n=408).

Karakteristik	Elukoht			Toitumine	Transport			Kaubad, teenused			Koondnäit
	Küte, elekter	Muu majapidamine	Kokku	Kokku	Maismaa-transport	Lendamine	Kokku	Kaubad	Teenused	Kokku	
Keskmine	0,92	0,32	1,24	0,48	0,24	0,19	0,43	0,82	0,26	1,08	3,22
Mediaan	0,55	0,22	0,78	0,48	0,14	0,00	0,21	0,52	0,18	0,74	2,55
Keskmise alumine 95%-ne usalduspiir	0,82	0,29	1,12	0,46	0,21	0,14	0,36	0,73	0,24	0,98	3,02
Keskmise ülemine 95%-ne usalduspiir	1,02	0,35	1,36	0,50	0,27	0,24	0,50	0,90	0,28	1,17	3,42
Miinumum	0,04	0,02	0,07	0,11	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02	0,18	0,84
Maksimum	7,63	1,94	9,56	0,97	2,82	4,22	5,90	4,86	1,45	6,25	12,78
Varieeruvus	0,98	0,08	1,53	0,03	0,10	0,28	0,47	0,76	0,04	0,94	4,31
Standardhälve	0,99	0,27	1,24	0,18	0,31	0,53	0,68	0,87	0,20	0,97	2,08
Standardviga	0,05	0,01	0,06	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,01	0,05	0,10
Osakaal kogunäidust	29%	10%	38%	15%	7%	6%	13%	25%	8%	33%	100%



a)

b)



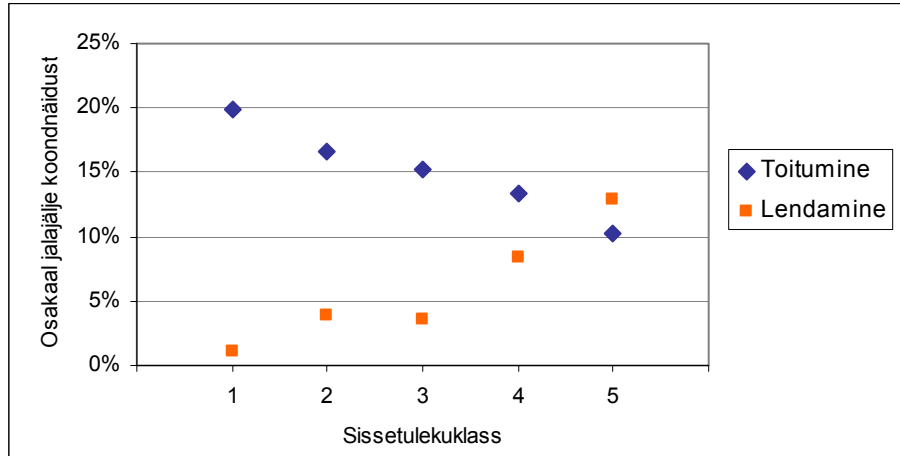
c)

d)

Joonis 7. Kooliõpilase keskmine ökojalajalg 95%-se usaldusvahemikuga sissetulekuklassi järgi: a) koondnäit, b) elukohta valdkonna, c) transpordi valdkonna ning d) kaupade ja teenuste tarbimise valdkonna ökojalajalg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Olulised erinevused sissetulekurühmade vahel esinevad ka õpilaste transpordikasutuses (joonis 7c): ökojalajälje kasv tuleneb nii suuremast auto- kui ka õhustranspordi kasutusest, ühistranspordi reisijakilomeetrite arv püsib sissetulekurühmade kaupa samas suurusjärgus. Seejuures põhjustab just aktiivsem lendamine olulisima ökojalajälje suhtelise kasvu, mida illustreerib joonis 8: lendamise osakaal koondnäidust kasvab madalaima ja kõrgeima sissetulekuklassi vahel 11% ja absoluutväärtustes 24 korda. Suhteline kasv toimub toitumise ökojalajälje arvelt, mille absoluutväärtus püsib sissetulekute lõikes ühtlasena ja seetõttu langeb osakaal 10% võrra. Õhustranspordi suurt kasvu selgitab lennuliiklust kasutanud õpilaste arv: madalaimas sissetulekurühmas on aastas vähemalt korra lennanud 12% õpilastest, kõrgeima sissetulekuga leibkondades on sama näitaja 66%. Lendamise ökojalajälje erinevus on statistiliselt oluline

kõikide rühmade, v.a teise ja kolmanda ning neljanda ja viienda vahel. Autosõidust tingitud ökojalajälje puhul esinevad olulised erinevused esimese ja neljanda-viienda, teise ja neljanda-viienda ning kolmanda ja viienda sissetulekuklassi vahel.



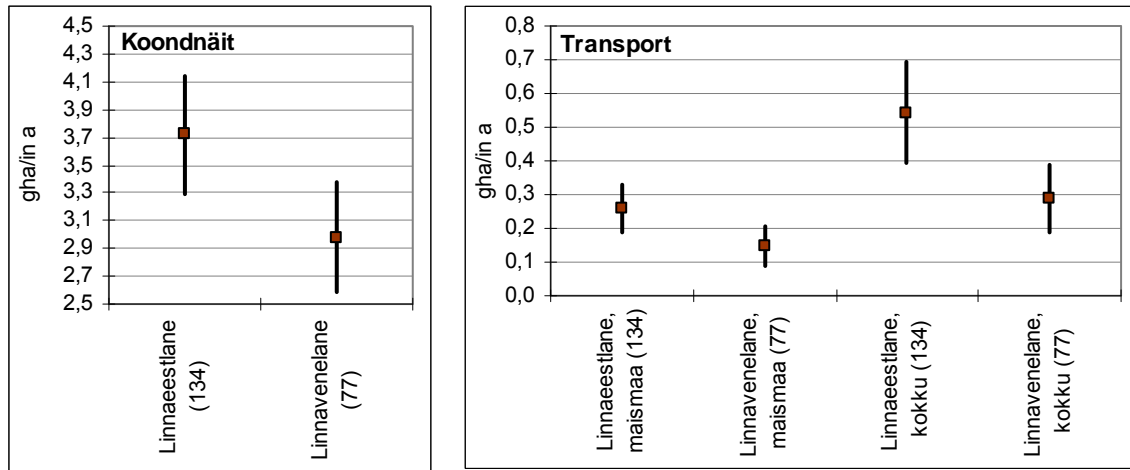
Joonis 8. Toitumise ja õhutranspordi kasutuse osakaalud kooliõpilase keskmises ökojalajäljes leibkonna sissetulekuklassi järgi.

Kaupade ja teenuste valdkonnas esinevad statistiliselt olulised ökojalajälje erinevused esimese ja kolmanda kuni viienda, teise ja neljanda-viienda ning kolmanda ja viienda sissetulekuklassi vahel, lisaks erineb oluliselt neljanda ja viienda rühma teenuste kasutus (joonis 7d). Teenuste ökojalajälje kasv sissetulekurühmade lõikes on kaupade tarbimise erinevusest väiksem, sest kõikidele vastajatele on vaikumisi omistatud valitsemissektori ökojalajälje avalike teenuste tarbimise eest (0,15 gha/in a). Madalaima sissetulekurühma puhul moodustab viimane näit 69% teenuste ökojalajäljest, kõrgeima sissetulekurühma puhul on sama suhtarv 40%. Kui praegu langeb teenuste osatähtsus kogu ökojalajälje näidu suhtes madalaima ja kõrgeima sissetulekurühma vahel 2% võrra, siis vaikumisi lisatud näitu arvestamata jätmisel teenuste osatähtsus tõuseb pooleteist protsendipunkti võrra – rikkama elanikkonna tarbimisprofiilis on teenuste kasutusel suurem osatähtsus.

Rahvuseti on uuringus osalenud gümnaasiumiõpilaste keskmine ökojalajälje eestlastel 3,3 ja venelastel 3,0 gha/in a. Üheski kategoorias ei erine ökojalajäljenäidud statistiliselt olulisel määral, kuigi transpordivaldkonna ökojalajälje on venekeelsele õpilaskonnale läbivalt pisut madalam. Kombineerides rahvust teiste tunnustega, ilmnevad mõned erisused.

Kuna 92% venelastest elab linnas, on see ainus **asumitüüp**, mille alusel saab **rahvusgrupeerida** võrrelda. Linnas elavate eestlaste ökojalajälje on oluliselt suurem kui venelastel, koondnäitaja on

vastavalt 3,7 ja 3,0 gha/in a (joonis 9a). Eestlased sõidavad oluliselt enam autoga kui linnavenelased, millest tuleneb ka maismaatranspordi selgelt suurem ökojalajälg (joonis 9b). Õhutranspordi kasutuse erinevused rahvuste vahel võimendavad transpordivaldkonna summaarse ökojalajälje vahet veelgi.



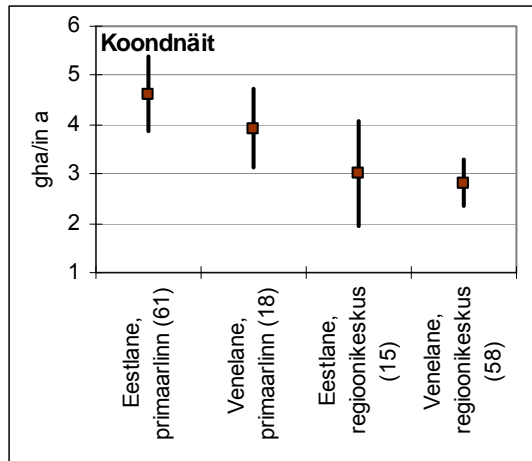
a)

b)

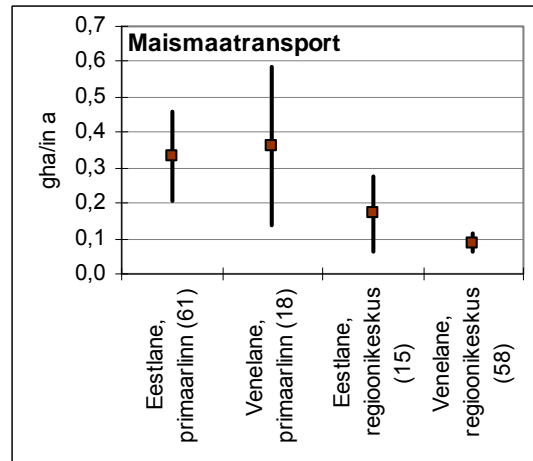
Joonis 9. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga eesti ja vene rahvusest linnaelanike võrdluses: a) ökojalajälje koondnäit, b) transpordivaldkonna ökojalajälg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Kombineerides **rahvustunnust asustussüsteemi hierarhiatasemetega**, on võrreldavate gruppide keskmine ökojalajälg järgmine: pealinnas elavatel eestlastel ja venelastel vastavalt 4,6 ja 3,9 gha/in a ning regioonikeskuste eesti ja vene rahvusest õpilastel 3,0 ja 2,8 gha/in a (joonis 10a). Rahvusgruppide vahel ilmnevad statistiliselt olulised erinevused vaid regioonikeskuste õpilaste transpordikäitumises (joonis 10b). Eestlased kasutavad enam autot ja seega maismaatransporti, kuid silmas tuleb pidada, et eestlaste rühm on siin väike. Oluliselt erineb ka primaarlinna ja regioonikeskuste õpilaste ökojalajälg rahvusesiseselt (joonis 10a), kuid asustussüsteemi hierarhiast tulenevaid iseärasusi käsitletakse täpsemalt geograafiliste tegurite analüüsil.

Hoone tüüp ja vanus olulisi ökojalajälje erinevusi **rahvuste** vahel ei anna, v.a vanemates hoonetes elavate eri rahvusest õpilaste ühis- ja tervikuna maismaatranspordikasutuse puhul, milles on eestlased aktiivsemad. Võrrelda saabki vaid vanemates hoonetes ja suurtes kortermajas elavate õpilaste ökojalajälge ning keskmised näitajad on järgmised: vanemates hoonetes elavatel eestlastel 3,0 ja venelastel 2,9 gha/in a, suurte kortermajade eesti rahvusest elanikel 3,2 ja vene rahvuse esindajatel 2,7 gha/in a.



a)



b)

Joonis 10. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga rahvuse ja elukoha paiknemise kombinatsioonina asustussüsteemi hierarhias: a) koondnäit, b) maismaatranspordi ökojalajälg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

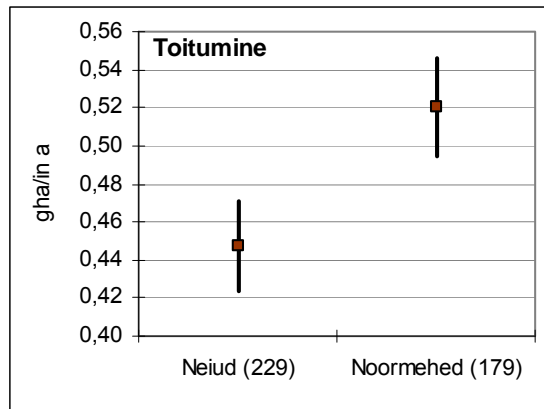
Leibkonnaliikme keskmise **netosissetuleku** alusel tekivad **rahvuste** vahel statistiliselt olulised ökojalajälje erinevused taas transpordi valdkonnas. Moodustunud rühmade keskmine ökojalajälg on madalaimast sissetulekuklassist alates eestlastel 2,5, 2,8, 3,0, 3,8 ja 5,0 gha/in a ning venelastel 2,0 ja 2,9 gha/in a (kolmes kõrgema sissetulekuga rühmas on liiga vähe vene rahvuse esindajaid, et keskmist välja tuua). Madalaimasse sissetulekuklassi kuuluvad vene rahvusest õpilased sõidavad märgatavalt vähem autoga kui eestlased ja sellest tulenevalt on nii kogu maismaatranspordi kui ka terve transpordi valdkonna ökojalajälg venelastel oluliselt madalam.

4.3. Demograafilised tegurid

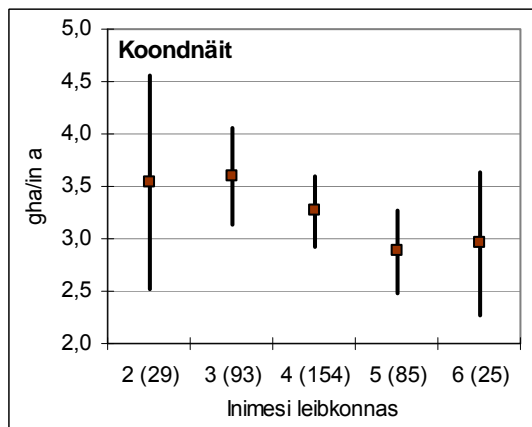
Demograafilistest tunnustest käsitletakse uuringus õpilaste sugu ja leibkonna suurus. **Sugu** ei mõjuta oluliselt õpilaste ökoloogilist jalajälge. Ainus oluline soost tulenev erinevus seisneb neidude ja noormeeste toitumises. Selle valdkonna ökojalajälg on oluliselt kõrgem noormeestel (joonis 11). Keskmine summaarne ökojalajälg on tütarlastel 3,1 ja noormeestel 3,4 gha/in a.

Leibkonna suurusel on mõju ökojalajäljele: leibkonna suurenedes õpilase ökojalajälg väheneb, samas peatub ökojalajälje langus käesoleva valimi puhul suurematel kui viieliikmelistel peredel. Summaarne ökojalajälg on järgmine: kaheliikmelistel peredel 3,5, kolmeliikmelistel 3,6, neljaliikmelistel 3,3, viieliikmelistel 2,9 ja kuueliikmelistel 3,0 gha/in a, statistiliselt olulisel määral erineb kolme- ja viieliikmeliste perede näit (joonis 12a). Kategooriate kaupa erinevad

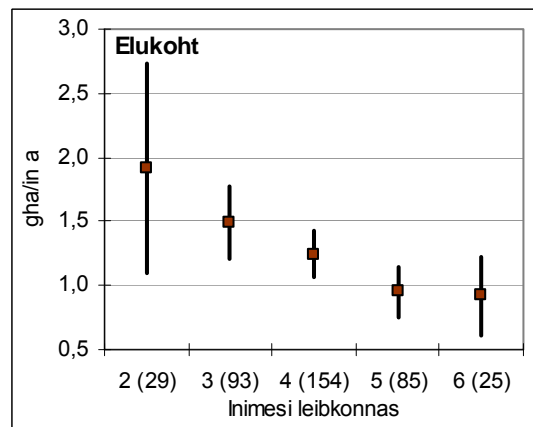
oluliselt nii kütte- ja elektrienergiakasutuse kui ka muu majapidamise ökojalajälje näidud kahe- või kolme- ja viie või enama liikmeliste perede vahel (joonis 12b).



Joonis 11. Neidude ja noormeeste toitumisvaldkonna keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga. Sulgudes on toodud õpilaste arv.



a)



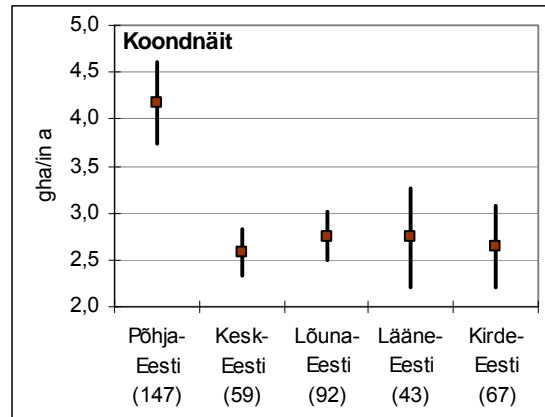
b)

Joonis 12. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga leibkonna suuruse järgi: a) koondnäit, b) elukoha valdkonna ökojalajälg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

4.4. Geograafilised tegurid

Gümnaasiumiõpilaste keskkonnakasutus sõltub nende kodu geograafilisest paiknemisest Eestis ja siinses asustussüsteemi hierarhias ning elukoha asumitüübist. **Piirkonniti** eristub kõigist teistest Põhja-Eesti, kus elavate ja uuringus osalenud õpilaste keskmine ökojalajälg on kõrgeim: 4,2 gha/in a (joonis 13). Ülejäänud piirkonnad ei erine üksteisest statistiliselt olulisel määral üheski valdkonnas ja neis elavate õpilaste keskmine koondnäit on järgmine: Kesk-Eestis 2,6, Lõuna-

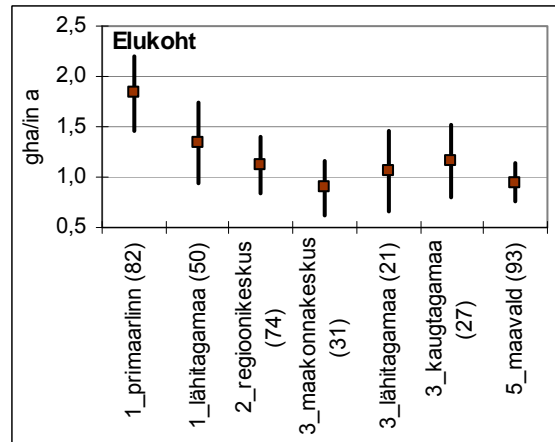
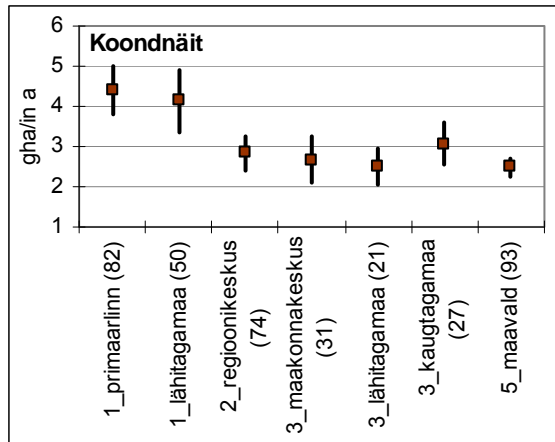
Eestis 2,8, Lääne-Eestis 2,7 ja Kirde-Eestis 2,6 gha/in a. Põhja-Eestis, kuhu kuulub Harjumaa koos Tallinnaga, domineerib pealinna mõju (ligi 56% Põhja-Eestist pärit vastanuist elab Tallinnas ning ülejäänud elavad pealinna tagamaal); teistes piirkondades on asustusstruktuur (keskused, nende tagamaa ja maavallad) ühtlasem, vaid Kirde-Eestis domineerivad regioonikeskused.



Joonis 13. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga piirkonna järgi. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

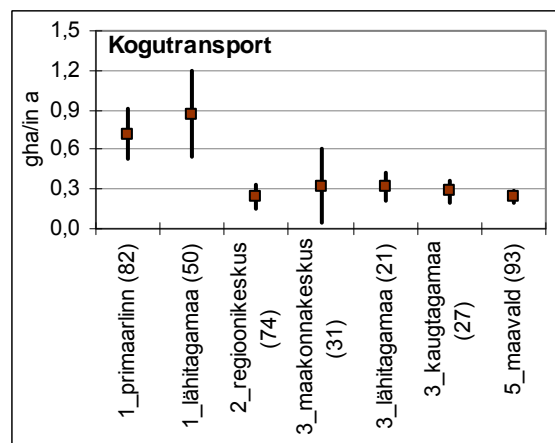
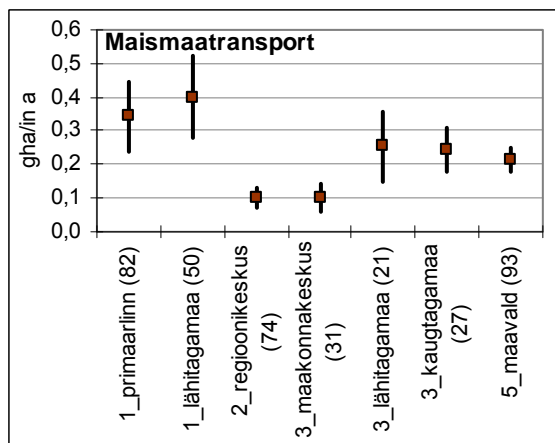
Asustussüsteemi hierarhiatasemete kaupa on koolinoorte ökojalajälje koondnäit järgmine: Tallinnas 4,4, Tallinna lähitagamaal 4,1, regioonikeskustes 2,8, maakonnakeskustes 2,7, viimaste lähitagamaal 2,5 ja kaugtagamaal 3,1 ning maavaldades 2,5 gha/in a (joonis 14a). Statistiliselt olulisel määral erineb koondnäit nii pealinna kui ka selle lähitagamaa ühelt poolt ja kõigi teiste uuritud hierarhiatasemete vahel teiselt poolt, v.a pealinna lähitagamaa ja maakonnakeskuste kaugtagamaa omavahel. Ka maavaldade ja maakonnakeskuste kaugtagamaa õpilaste keskmine ökojalajälg erineb oluliselt. Kuigi pealinnaelanike ökojalajälg on kokkuvõttes kõrgeim, ületab selle lähitagamaa õpilaste keskkonnakasutus pealinlaste oma mõnevõrra, kuid mitte oluliselt autokasutuse, lendamise ja kaupade tarbimise kategooriates (vt jooniseid 14c–e).

Omavahel sarnanevad regioonikeskustes (Tartu, Jõhvi, Kohtla-Järve ja Narva) ning maakonnakeskustes (Kuressaare, Paide, Põlva) elavate õpilaste ökojalajäljed, erinevata oluliselt üheski kategoorias, kuid millel on mõnevõrra erinev elukoha keskmine ökojalajälg (joonised 14a–e). Ka esinevad mõlemal rühmal võrdlemisi sarnased statistiliselt olulised erinevused võrreldes maavalla- ja maakonnakeskuste tagamaaelanikega: keskuelanikud sõidavad vähem auto ja ühistranspordiga, kuid käivad rohkem lennureisidel, mistõttu terve transpordivaldkonna ökojalajälg on kõigil nimetatud rühmadel samas suurusjärgus (joonised 14c–d).



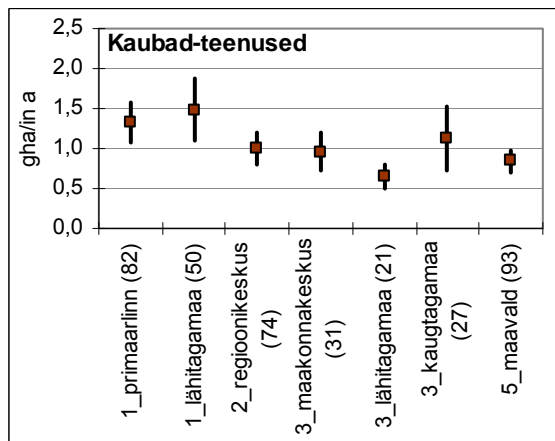
a)

b)



c)

d)

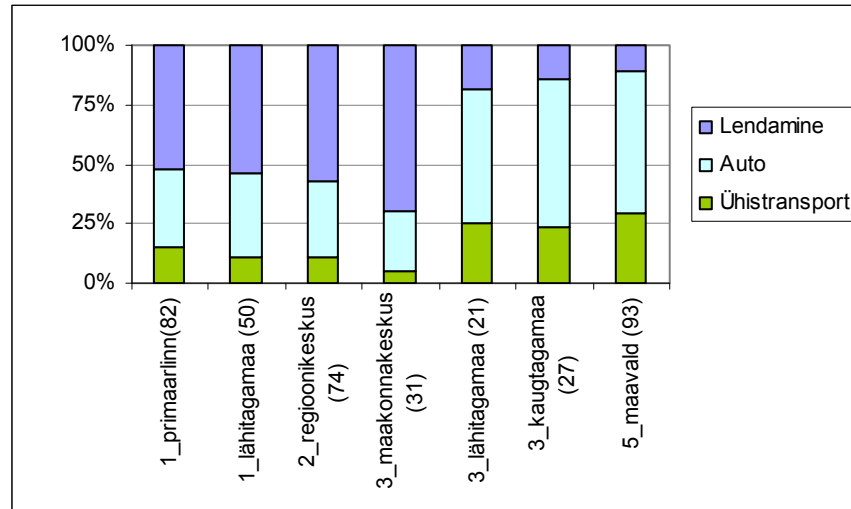


e)

Joonis 14. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga kodu paiknemise järgi asustussüsteemi hierarhias: a) koondnäit, b) elukohta valdkonna, c) maismaatranspordi ja d) terve transpordi valdkonna ning e) kaupade ja teenuste tarbimise valdkonna ökojalajälg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Samuti tarbivad keskuselanikud oluliselt vähem kaupu kui maakonnakeskuste kaugtagamaal elavad õpilased (joonis 14e). Nimetatud erinevuse tõttu eristub maakonnakeskuste kaugtagamaa

ka maakonnakeskuste lähitagamaast ning mõnevõrra maavaldadest. Sellele erinevusele on raske leida sisulist põhjendust, tegemist võib olla ka klasside väiksustest tuleneva veaga ning vajaks koos elukoha ökotalajälje erinevustega sügavamalt käsitlemist võimalikes tulevastes uurimustes. Selge transpordikasutuse sarnasuse tõttu ja nimetatud asjaolu kõrval teiste oluliste erinevuste puudumise tõttu võib maakonnakeskuste tagamaal ja maavaldades elavate õpilaste keskkonnakasutust pidada võrdlemisi sarnaseks.



Joonis 15. Kooliõpilaste transpordikasutusest tingitud keskmise ökotalajälje suhteline jaotus asustussüsteemi hierarhiataseme järgi. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Analüüsidest lähemalt õpilaste transpordikasutust kui valdkonda, kus ilmnesid kõige selgemalt hierarhiatasemete vahelised erinevused, on joonisel 15 esitatud erinevate transpordivahendite kasutusest tuleneva ökotalajälje suhteline jaotus (võrdle joonisel 14 toodud õpilaste transpordikasutuse keskmise ökotalajäljega) ning tabelis 5 on toodud õpilaste maismaatranspordivahendite eelistused ja ökotalajälje intensiivsused läbitud reisijakilomeetrite kohta hierarhiatasemete kaupa.

Väga olulise osa erinevate astmete keskustes ja pealinna lähitagamaal elavate õpilaste transpordikasutuse keskkonnamõjust põhjustab õhustranspordi kasutus, samal ajal kui maakonnakeskuste tagamaal ja maavallas elavate õpilaste ökotalajäljest moodustab see vaid väikese osa (joonis 15). Lisaks peegeldab lennanute osakaal õhustranspordi kasutusest tuleneva ökotalajälje suurust võrdlemisi hästi, kuid mitte üheselt: pealinlastest on aasta jooksul lennanud 65%, pealinna lähitagamaa elanikest 44%, regioonikeskuste õpilastest 26%, maakonnakeskuste

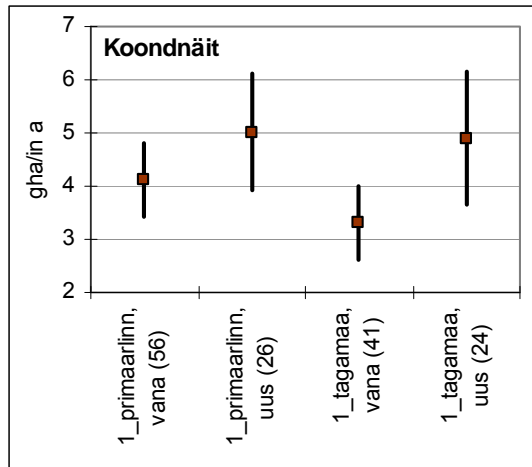
noortest 29%, viimase lähitagamaa elanikest samuti 29% (kuid juba oluliselt väiksemas mahus), kaugtagamaa õpilastest aga 19% ning maavaldades elavatest koolinoortest 12%.

Tabel 5. Eri asustussüsteemi hierarhiatasemete õpilaste sõiduvahendite kasutuse osakaalud* ja maismaatranspordi ökojalajälje intensiivsus.

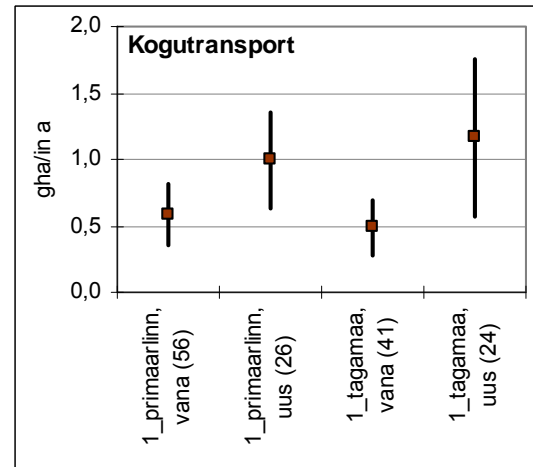
Asustussüsteemi hierarhiatase	Buss, troll, tramm	Rong	Auto	gha / 1000 reisija-km a
1 primaarlinn	53%	0%	46%	0,0270
1 lähitagamaa	40%	5%	55%	0,0278
2 regioonikeskused	41%	0%	58%	0,0254
3 maakonnakeskused	19%	12%	69%	0,0257
3 lähitagamaa	38%	3%	59%	0,0200
3 kaugtagamaa	38%	3%	58%	0,0230
5 maavallad	44%	3%	53%	0,0220

*Osakaalude summa ei pruugi ümardamise tõttu olla 100.

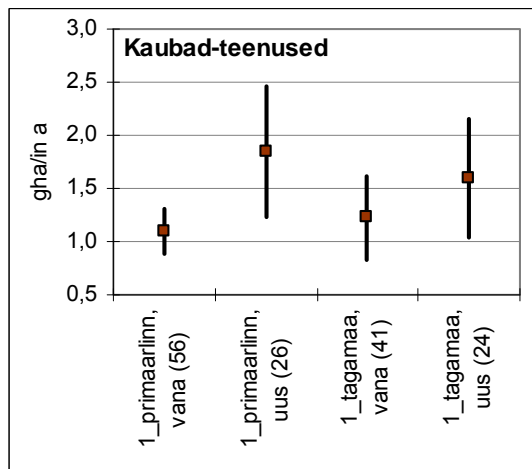
Tabelis 5 esitatud maismaatranspordi ökojalajälje intensiivsused kajastavad maismaatranspordivahendite osakaalu õpilaste läbisõidus, auto täituvust ja auto kütusekulu. Autokasutuse ökojalajälje intensiivsus on ühistranspordivahendite omast kõrgem ja sõltub oluliselt keskmisest inimeste arvust autos; madalaima ökojalajälje intensiivsusega on rongisõit (vt lisa 1). Tallinna ja selle tagamaaelanike maismaatranspordi ökojalajälje intensiivsus on kõrgeim, kuigi pealinna õpilased kasutavad teistest enam ühistransporti, millega nad läbivad ainsana üle poole kilometraažist. Linna suuruselt tulenevalt on õpilased sunnitud igapäevaselt sõitma ning kui nädala sees kasutatakse selleks ühistransporti, muutub (vaba aja) autosõitude osakaal kogukilometraažis väiksemaks. Kõrge intensiivsus viitab siin seega pooltühja autoga sõitmisele. Regioonikeskuste ja maakonnakeskuste mõlema tagamaaklassi elanike sõiduprofiilid on sarnased, kuid ökojalajälje intensiivsused erinevad märgatavalt. Mõningal määral seletab seda tagamaaelanike madala intensiivsusega rongikasutus, kuid lisaks peavad esinema erinevused ka auto keskmises täituvuses. Transpordivahendite suhtelisest jaotusest selguvad regiooni- ja maakonnakeskustes elavate õpilaste erinevused transpordikäitumises, mis esmapilgul tundus sarnane ja mida kinnitab ka mõlema hierarhiataseme maismaatranspordi kasutuse ökojalajälje intensiivsus (joonis 15 ja tabel 5). Maakonna- kui väiksemates keskustes on väiksem tarvidus kasutada linnasisest ühistransporti, seevastu on aga sealsed õpilased aktiivsemad rongi-, auto- ja lennukikasutajad. Neid liikumisviise võib maakonnakeskuste elanike puhul pidada pigem vaba aja tegevustega, mitte koolis käimisega seotuks.



a)



b)



c)

Joonis 16. Kooliõpilaste keskmine ökojalajalg 95%-se usaldusvahemikuga kombinatsioonina kodu asukohast asustussüsteemi hierarhias ja hoone vanusest: a) koondnäit, b) transpordi valdkonna ning c) kaupade ja teenuste valdkonna ökojalajalg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Järgnevalt vaadeldakse **pealinna ja selle tagamaa** elanike keskkonnakasutuse kujunemist **hoone vanuse** tunnuse löikes, lähi- ja kaugtagamaa klassid on siin liidetud. Keskmine ökojalajäljenäit on nimetatud rühmadel järgmine: Tallinna uuselamuelanikel 5,0, tagamaa uuselamuelanikel 4,9, Tallinna vanemate hoonete elanikel 4,1 ning tagamaa samal klassil 3,3 gha/in a (joonis 16a).

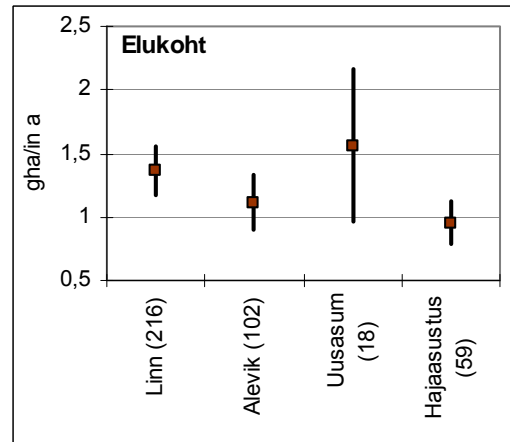
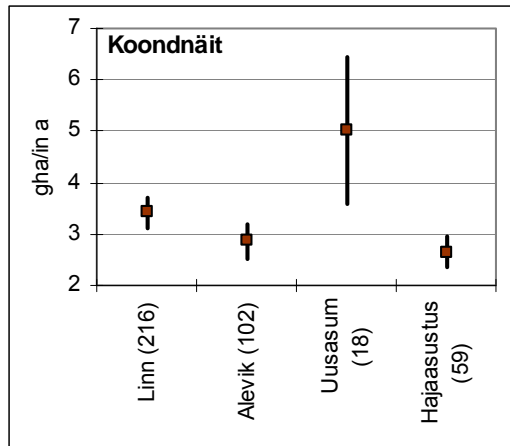
Kuna nimetatud rühmade vahel tekivad sisulised erinevused, ei saa ei primaarlinna ega selle tagamaad vaadelda homogeense rühmana. Tallinna uuselamuelanike autosõidu ja tervikuna maismaatranspordivaldkonna ning kaupade ja teenuste tarbimise ökojalajalg on oluliselt kõrgem kui vanema hoone klassil; tagamaaelanike puhul esinevad olulised erinevused lendamise, terve transpordivaldkonna ja koondnäidu ökojalajäljes ning taas ületab uuselamuelanike keskkonnakasutus vanemates hoonetes elavate õpilaste oma (joonised 16a–c). Just tagamaa

uuselamuelanikud on vaadeldud rühmadest kõige aktiivsemad õhustranspordi kasutajad. Ühistranspordikasutuse ökojalajälg langeb kõigi nimetatud nelja rühma puhul kokku, autokasutuse keskkonnakoormus on aga Tallinna uuselamuelanikel ülejäänud kolmest praegu vaadeldavast rühmast kõrgem, kuid mitte statistiliselt olulisel määral. Samas moodustab autosõit suurima osakaalu transpordivaldkonna ökojalajäljes pealinna tagamaa vanemate hoonete elanikel.

Tagamaa ja maavaldade hierarhiatasandid koosnevad erinevatest asumitüüpidest ning käesolevalt vaadeldakse, kas õpilaste ökojalajälg varieerub **asumitüübiti asustussüsteemi hierarhiatasandi** siseselt. Seejuures on liidetud omavahel lähi- ja kaugtagamaa tasemed. Üksteisest eristuvad vaid Tallinna tagamaa linna ja aleviku klass ning maavaldade aleviku ja hajaasustuse klass, kuid nende elanike keskmine ökojalajälg ei erine hierarhiatasandi-siseselt statistiliselt olulisel määral. Tarbimiskategooriate kaupa on vaid Tallinna tagamaa alevikuelanike teenuste kasutus oluliselt suurem kui tagamaa linnaelanikel.

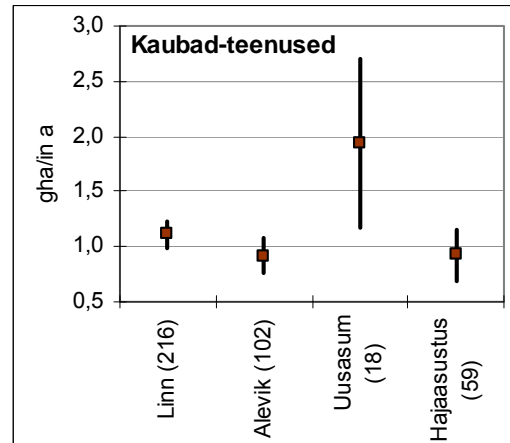
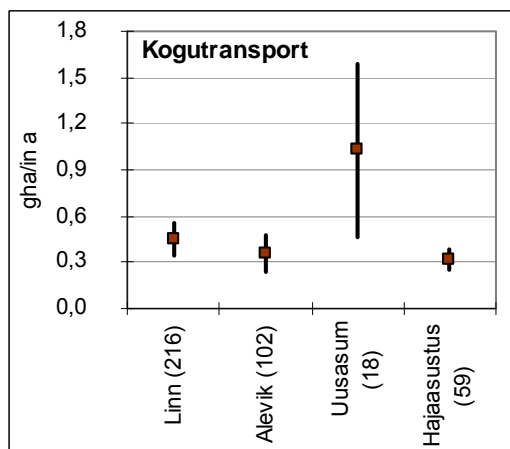
Keskendudes üksnes **asumitüüptidele**, joonistuvad välja mõned olulised erinevused. Õpilaste keskmine ökojalajälg on järgmine: uusasumielanikel 5,0, linnaelanikel 3,4, alevikus ja endistes kolhoosi-sovhoosi keskustes elavatel õpilastel 2,9 ning hajaasustuspiirkonna noortel 2,7 gha/in a (joonis 17a). Uuselamuklassi kuulub teiste asumitüüptidega võrreldes väga vähe õpilasi, kuid siiski on nende keskkonnakoormus statistiliselt olulisel määral teiste asumite õpilaste omast suurem.

Linna- ja alevikuõpilaste üksikute tarbimiskategooriate vahel ei esine ühtki statistiliselt olulist erinevust, kuid uuringus osalenud alevikuelanike ökojalajäljenäidud on pidevalt pisut madalamad ja koondnäitaja on seetõttu juba oluliselt väiksem (joonis 17a–d). Linna ja hajaasustuspiirkonna õpilaste ökojalajälgedes esineb märgatavaid erinevusi. Linnanoorte keskkonnakoormus on oluliselt kõrgem kütte- ja elektrienergia tarbimise ja seetõttu tervikuna ka elukoha valdkonna, samuti lendamise, teenuste kasutuse ning koondnäitaja puhul. Samas sõidavad maanoored oluliselt enam ühistranspordiga, ka autosõidu ökojalajälg on neil pisut, kuid mitte oluliselt suurem linnanoorte samast näitajast (primaarlinna ja maavallaelanike puhul oli autosõidu suhe vastupidine). Aleviku ja hajaasustuspiirkonna vahel esineb oluline erinevus vaid ühistranspordi kategoorias: alevikuelanikud kasutavad ühiskondlikke liiklusvahendeid vähem.



a)

b)

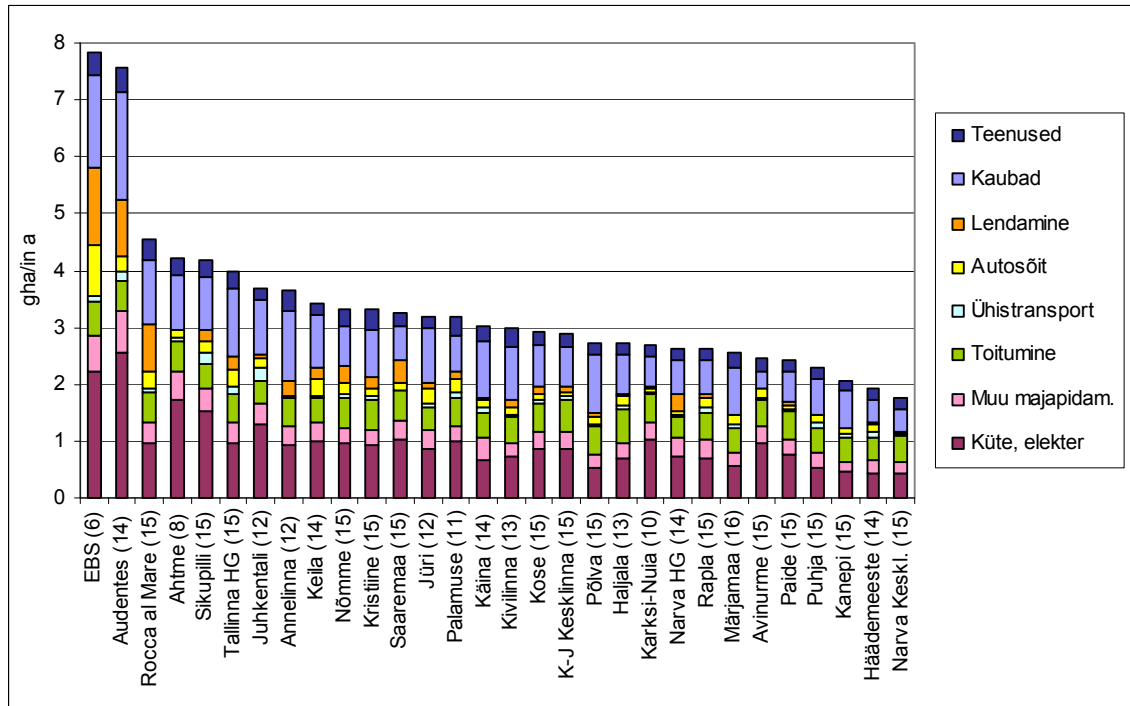


c)

d)

Joonis 17. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga asumitüüpide kaupa: a) koondnäit, b) elukoha valdkonna, c) transpordi valdkonna ning d) kaupade ja teenuste tarbimise valdkonna ökojalajälg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Järgnevalt vaadeldakse õpilaste keskkonnakoormuse seost **kooli omandivormiga** ja muutusi õpilaste ökojalajäljes võrreldes kodu ja kooli paiknemist **asustussüsteemi hierarhias**. Kuigi ükski õppeasutus ei moodusta statistiliselt piisavalt suurt rühmitust, on valimi iseloomustamiseks tulemused kooliti siiski välja toodud, kuna nendes esineb märgatavaid iseärasusi. Esmalt eristuvad erakoolide (Audentese Erakool, EBS Gümnaasium ja Rocca al Mare Kool) ja munitsipaalkoolide õpilaste ökojalajäljed: erakoolide õpilaste ökojalajälg on kõrgem kõigi teiste koolide õpilaste omast, Rocca al Mare Kooli puhul on vahed järgnevate õppeasutustega väikesed (joonis 18). Süvenedes kahe kõrgeima keskmise ökojalajäljega kooli üksikvastustesse, ilmneb, et õpilaste kõrge ökojalajälje põhjustab kas kodu suur elektritarve, pikad autosõidud, arvukas lennutundide arv aastas või arvestatav kaupade tarbimine. Suuremat tarbimismahtu võimaldab erakooliõpilaste leibkondade kõrge keskmine sissetulek (keskmiselt 15 000–16 000 kr/in kuus).

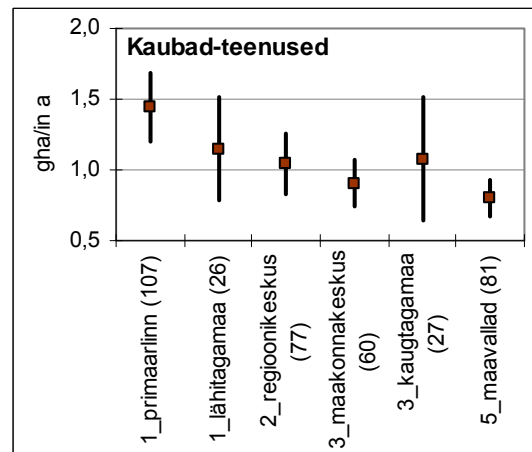
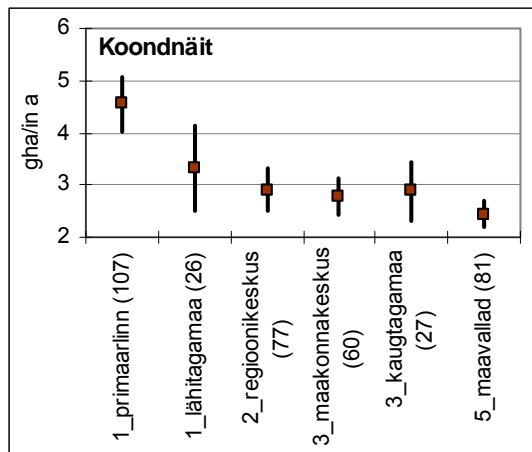


Joonis 18. Kooliõpilase keskmine ökojalajalg tarbimiskategooriate lõikes uurimuses osalenud kooliti. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Koolide tulemustesi vaadates on näha, et kõik kaheksa Tallinna kooli paiknevad ökojalajälje järjestuse kõrgemas pooles (joonis 18). Primaarlinna kõrgeimat ökojalajälge igas uuritud teemavaldkonnas kinnitab joonis 19a, mis kajastab õpilaste keskmist ökojalajälge koolide paiknemise alusel asustussüsteemi hierarhias. Siin toodud tulemused erinevad mõnevõrra joonistel 14a–e esitatust, kuivõrd kõik õpilased ei käi koolis elukoha asustusüksuses ja koolide tagamaa on sageli laiem kooli ametlikust teeninduspiirkonnast (vt joonist 3). Hierarhiatasemetest on uuringus osalenud õpilasi võitnud Tallinn ja maakonnakeskused, kahanenud on pealinna tagamaal ja maavaldades õppivate noorte arv võrreldes seal elavate õpilaste arvuga. Õpilaste keskmine ökojalajalg on hierarhiatasemeti järgmine: pealinnas õppivatel noortel 4,6, Tallinna lähitagamaal 3,3, regioonikeskustes 2,9, maakonnakeskuste kaugtagamaal 2,9, maakonnakeskustes 2,8 ja maavaldades õppivatel koolinoortel 2,4 gha/in a (joonis 19a).

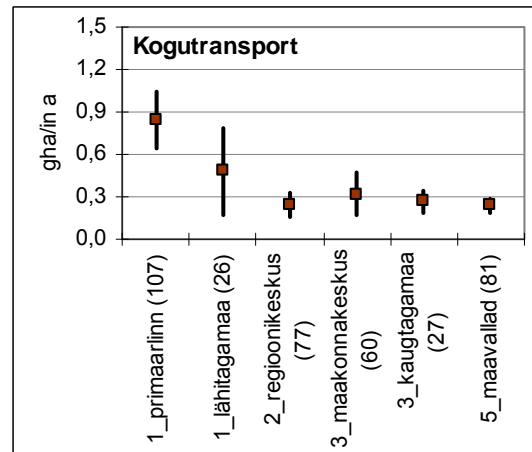
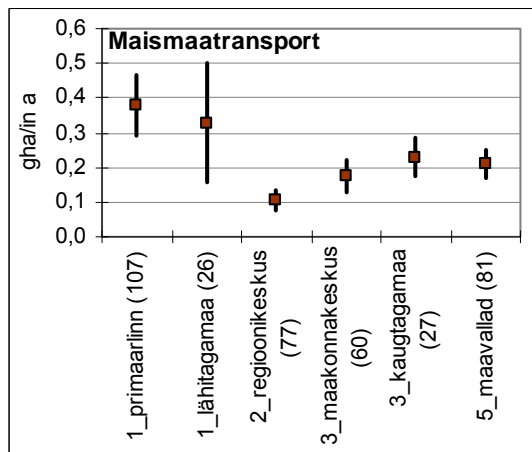
Summaarse ökojalajälje peamine erinevus õpilaste kodu ja kooli geograafilise paiknemise vahel seisneb Tallinna lähitagamaal õppivate noorte madalamas ökojalajäljes võrreldes seal elavate noorte keskmise näiduga (võrdle jooniseid 14a ja 19a). Seda põhjustab tagamaal õppivate noorte oluliselt väiksem transpordikasutus, sh lendamine, ning kaupade ja teenuste tarbimine (võrdle jooniseid 14c–e ja 19b–d). Tagamaa kõrgema ökojalajäljega elanikud omandavad haridust

pealinnas ja seetõttu on Tallinna linna keskkonnakoormuse näidud mõnevõrra tõusnud võrreldes vaid Tallinnas elavate õpilaste ökojalajäljega. Seda ilmestab ka aasta jooksul vähemalt korra õhustranspordi kasutanute suhtarv: kui uuringus osalenud lähitagamaa elanikest oli lennanud 44%, siis seal õppivate noorte puhul on sama suhtarv vaid 27%. Muutunud on ka maakonnakeskustes õppivate noorte ökojalajälg võrreldes seal elavate õpilaste näitudega: maismaatranspordi kasutus on oluliselt tõusnud maakonnakeskustesse kooli sõitvate tagamaaelanike arvel (võrdle jooniseid 14c ja 19c).



a)

b)



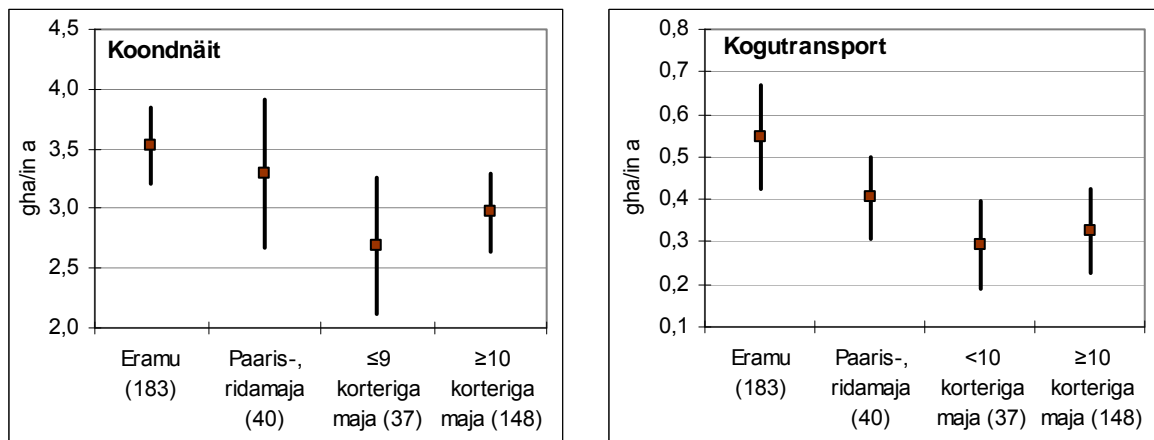
c)

d)

Joonis 19. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga kooli paiknemise järgi asustussüsteemi hierarhias: a) koondnäit, b) kaupade ja teenuste tarbimise valdkonna, c) maismaatranspordi valdkonna ja d) kogu transpordi valdkonna ökojalajälg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

4.5. Elamu tunnused

Uuringus osalenud õpilaste ökoloogilist jalajälge on uuritud ka lähtuvalt elamu tunnustest – millist tüüpi eluhoonega on tegemist ja kas see on ehitatud enne või pärast 1991. aastat. Alustades **elamu tüübist**, on õpilaste keskmised ökojalajälje väärtused järgmised: eramuelanikel 3,5, paaris- ja ridamajaelanikel 3,3 gha/in a, väikese kortermaja elanikel 2,7 ja suure kortermaja elanikel 3,0 gha/in a (joonis 20a). Statistiliselt olulisel määral erineb eramu ja kortermajade keskmine summaarne näit ning muu majapidamise kategooria ökojalajälg, st kütte- ja elektrienergiakasutus ei erine eramutüüpide vahel oluliselt (kortermajade puhul on tegemist vaid pisut madalama näiduga kui eramute ja ridaelamute puhul).



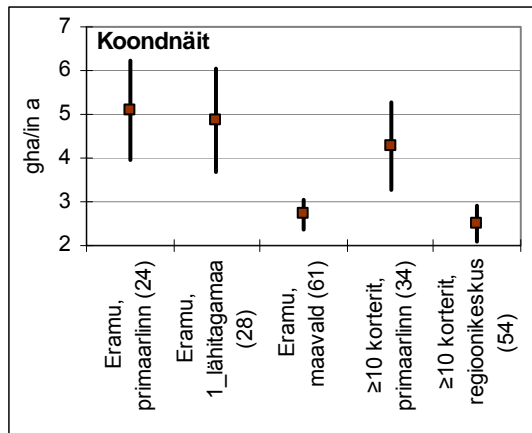
a)

b)

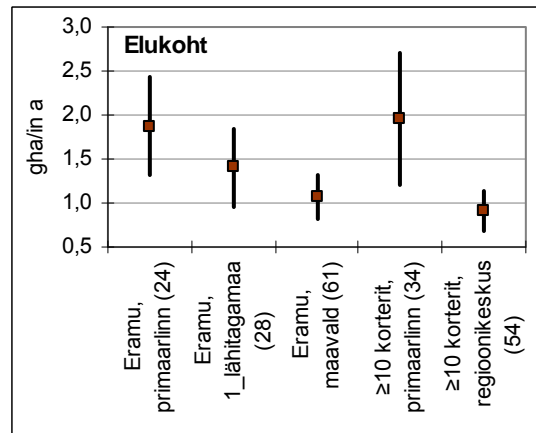
Joonis 20. Kooliõpilaste keskmine ökojalajalg 95%-se usaldusvahemikuga majatüübi järgi: a) koondnäit, b) transpordi valdkonna ökojalajalg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Märgatavad vahed tekivad just eramu- ja kortermajaelanike transpordikäitumises. Suures kortermajas elavad õpilased sõidavad oluliselt vähem nii ühistranspordi kui ka autoga ning ka kogu transpordi valdkonna ökojalajalg on eramu klassi näidust statistiliselt oluliselt väiksem (joonis 20b). Paarismaja ja ridaelamu klassi puhul tekib statistiliselt oluline erinevus vaid ühistranspordikasutuses võrreldes suure kortermaja klassiga: ka siin kasutavad kortermaja elanikud märgatavalt vähem ühistransporti. Maismaatranspordivajaduse erinevus tuleneb kooli kodulähedasest paiknemisest magalarajoonides (kortereelamupiirkonnas paiknevate koolide Anne, Keila, Kohtla-Järve Kesklinna, Narva Kesklinna ja Narva Humanitaargümnaasium valimisse kuulunud õpilastest elab üle poole suures kortermajas). Seevastu koolid, mille valimisse kuulunud õpilaste enamus elab eramus, paiknevad enamjaolt maapiirkonnas (Avinurme ja Häädemeeeste

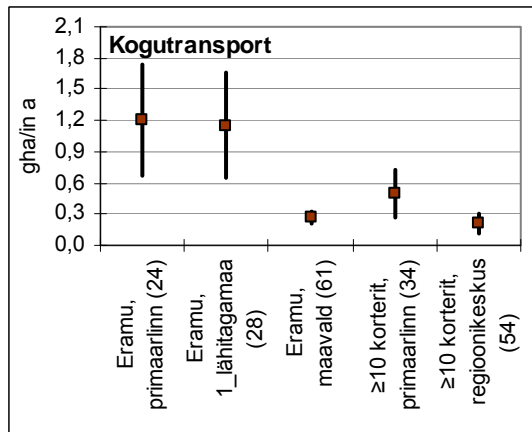
Keskkool, Haljala, Kanepi, Käina, Märjamaa, Palamuse ja Puhja Gümnaasium, aga ka Rapla Ühisgümnaasium, EBS Gümnaasium ja Rocca al Mare Kool).



a)



b)



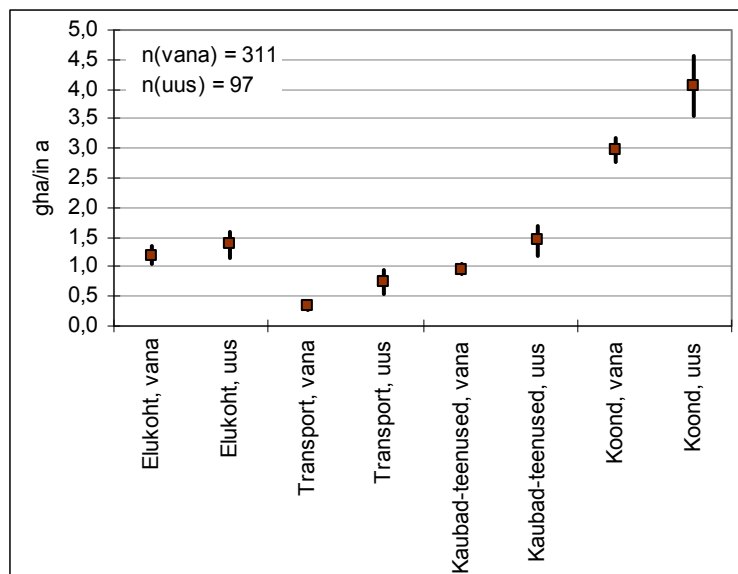
c)

Joonis 21. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga kombinatsioonina kodu paiknemisest asustussüsteemi hierarhias ja majatüübist: a) koondnäit, b) elukohta valdkonna ja c) transpordi valdkonna ökojalajälg. Sulgudes on toodud õpilaste arv.

Geograafiline paiknemine mõjutab õpilaste keskkonnakasutust ja seetõttu varieerub keskmine ökojalajälje näit **elamutüüpide** ja **asustussüsteemi hierarhiatasemetel** lõikes. Kahjuks saab omavahel võrrelda vaid Tallinna eramu- ja suurte kortermajade elanike ökojalajälge, neile lisaks on emb-kumb hoone tüüp esindatud piisaval määral veel paaril asustussüsteemi hierarhiatasemel (joonis 21a–c). Keskmine ökojalajäljed on järgmised: Tallinna eramuelanikel 5,1, Tallinna lähitagamaal eramuelanikel 4,9, Tallinna suurte kortermajade elanikel 4,3, maavalla eramuelanikel 2,7 ja regioonikeskuste suurtes kortermajades elavatel õpilastel 2,5 gha/in a (joonis 21a). Elukohta valdkonna ökojalajälg ei erine oluliselt Tallinna eramute ja suurte kortermajade vahel, küll aga on nimetatud näidud oluliselt kõrgemad vastavalt maavaldade eramutes või

regioonikeskuste suurtes kortermajades elavate õpilaste elukoha valdkonna ökojalajäljest (joonis 21b). Ka maismaatranspordikasutust ei mõjuta hoone tüüp olulisel määral, üksnes Tallinna suurte korterelanike ühistranspordikasutus on eramuelanikega võrreldes pisut madalam. Oluliselt erineb seevastu lendamise ökojalajälg, mis on Tallinna eramuelanikel kõrgem, ning see põhjustab ka nimetatud kahe rühma transpordivaldkonna summaarse ökojalajälje selge vahe (joonis 21c).

Lisaks elamutüübile võrreldakse töös ja **uuemate ja vanemate hoonete** elanike ökojalajälje erinevusi. Vanemates hoonetes elavate uuringus osalenud kooliõpilaste keskmine ökojalajälg on 3,0 ja uuemate hoonete puhul 4,1 gha/in a ning need näitajad erinevad üksteisest statistiliselt olulisel määral (joonis 22). Õpilaste kütte- ja elektrienergiakasutuse ökojalajälge hoone vanus ei mõjuta, aga muu majapidamise kategoorias on uemates hoonetes elavate õpilaste ökojalajälg oluliselt kõrgem. Kaks kolmandikku uuemate hoonete elanikest elab eramus või paarismajas, kus keskmine elamispinna ühe inimese kohta on 16 m² võrra suurem kui vanemates eramutes; uuemate ja vanemate kortermajade elamispinna vahe inimese kohta on 2 m². Uuselamuelanike suuremale tarbimismahule viitab ka statistiliselt oluline erinevus kaupade ja teenuste tarbimise, autosõidu ja õhustranspordi kasutuse ökojalajäljes (joonis 22). Aasta jooksul lendab vähemalt korra 27% vanemates hoonetes elavatest uuringus osalenud õpilastest ja 51% uuemate hoonete elanikest. Tarbimiserinevusi seletab uuemate ja vanemate hoonete õpilaste jagunemine sissetulekuterühmade vahel: uemates hoonetes elavate leibkondade osakaal kasvab madalaimast sissetulekuklassist kõrgeima suunas 15%-lt 48%-ni.



Joonis 22. Kooliõpilaste keskmine ökojalajälg 95%-se usaldusvahemikuga vanemate ja uuemate hoonete võrdluses elukoha, transpordi ja kaupade-teenuste tarbimise valdkonnas ning koondnäiduna.

5. Arutelu

Töö tulemuste tõlgendamisel tuleb silmas pidada, et kooliõpilased on ühiskonnagrupp, kelle iseseisvad tarbimisharjumused on alles kujunemisejärgus. Nende praegune keskkonnakasutus sõltub olulisel määral nende perede otsustest ja võimalustest. Gümnaasiumiastme õpilaste maailmapilt on juba terviklikum, oma otsustes on nad iseseisvamad kui nooremad koolikaaslased ning nad peaksid aduma langetatud otsuste mõju kaasinimestele, tervisele ja ümbritsevale keskkonnale. Kodust saavad nad kaasa suure osa tõekspidamistest ja elustiilist ehk lähtekoha, kuidas oma elu seada. Kool annab neile teadmisi, õpetab süsteemselt mõtlema ning kujundab kodu, sõprade ja laiemalt terve ühiskonna kõrval õpilaste väärtushinnanguid. Sotsiaalsel ja psühholoogilistel teguritel on koolinoorte tarbimiskäitumisele oluline mõju ja need võivad olla määravamad kui liigse tarbimisega kaasneva keskkonnakoormuse mõistmine. Kõik need tegurid mõjutavad kooliõpilaste tulevast keskkonnakasutust, laiemalt ka Eesti elanikkonna keskkonnakoormust ja looduskapitali tulevase kasutuse jätkusuutlikkust.

Eesti gümnaasiumiõpilase keskmine ökojalajälg käesoleva uurimuse tulemusena oli 2009. aastal 3,2 gha. Olulisima mõjuga ökojalajälje suurusele olid elukohta ja kaupade-teenuste tarbimise valdkond, millest kumbki määras üle kolmandiku keskmisest ökojalajäljest. Toitumise ja transpordikasutuse keskkonnakoormuse osakaal oli märksa tagasihoidlikum. *Global Footprint Network*'i andmetel oli Eesti elaniku keskmine ökojalajälg 2006. aastal 6,4 gha, maailma eluslooduse keskmine kandevõime aga 1,8 gha/in a (GFN 2009c). Kuigi riigi ja indiviidi tasandi arvutusmeetodid erinevad, võib kindlalt väita, et õpilased on Eesti keskmisest väiksema keskkonnakasutusega ühiskonnagrupp, kuid lääne ühiskonnale iseloomulikult ületab nende ökojalajälg maailma ökosüsteemide keskmist taastootlikkuse määra. Noorte inimeste tarbimisvajadused ja nendest tulenev keskkonnakoormus on oluliselt väiksemad kui tööelisel elanikkonnal ja mõnevõrra väiksem kui pensionäridel (Moll *et al.* 2005; McDonald *et al.* 2006; Poom 2006). Seega aja jooksul praeguste õpilaste ökoloogiline jalajälg kasvab ning vanaduspõlves langeb taas. Eesti riigi keskmine ökojalajälg elaniku kohta sõltub aga mitmest faktorist, mille võtab kokku Ehrliche ja Holdreni (1971) I=PAT võrrand: mõju sõltub rahvaarvust, rikkuse määrast ja tehnoloogilise taseme efektiivsusest. Rahvaarvu kui peamise ressursitarbe tõukejõu vähenemine viib mõju koguhulga kahanemisele riigis (York *et al.* 2003), kuid Eesti madala asustustiheduse tõttu võib rahvaarvu edasine vähenemine viia samas ebaefektiivsema elukorralduse ja suuremate kulutusteni. Rikkuse tegur on aga olulisem tehnoloogilisest tasemest seni, kuni Kuznetsi keskkonnakõvera hüpotees ei ole leidnud tõestust. Paraku ei ole

tehnoloogiline areng suutnud kompenseerida eratarbimise kasvust tuleneva keskkonnakoormuse suurenemist (Biesot, Noorman 1999; Feng *et al.* 2009) ning selle kõrval, et kõrgema sissetulekuga inimesed tarbivad enam madala ökojalajälje intensiivsusega tooteid ja teenuseid, kasutavad nad ka oluliselt suuremas mahus väga kõrge intensiivsusega õhustransporti.

Leibkonna sissetulekud ühelt poolt ning eratarbimise maht ja sellest tulenev keskkonnakoormus teiselt poolt on üksteisega kahtlemata seotud (Herendeen *et al.* 1981; Moll *et al.* 2005; Lenzen *et al.* 2006; Druckman, Jackson 2008; Mackenzie *et al.* 2008; Kerkhof *et al.* 2009). Ka kooliõpilaste ökojalajalg kasvab koos nende perede sissetulekuga, seejuures on rikkamate leibkondade ökojalajälje intensiivsus sissetuleku kohta madalam kui vaesemates peredes. See on osaliselt seletatav sellega, et rikkama elanikkonna väljaminekutes moodustab suurema osakaalu väikese keskkonnamõjuga teenuste kasutus (Lenzen *et al.* 2006; Wiedmann *et al.* 2008; Kerkhof *et al.* 2009). Ka käesoleva uurimuse tulemustes on näha teenuste avaldatava keskkonnakoormuse väike proportsioon õpilaste ökojalajäljest. Sissetulekute lõikes muutub nii leibkondade kulutuste kui ka nendest tuleneva mõju osakaal ka teiste tarbimiskategooriate puhul. Kooliõpilaste uurimuses väheneb sissetulekute kasvades oluliselt toitumise ja tõuseb märgatavalt õhustranspordi kasutuse ökojalajälje osakaal. Kui õpilaste toitumise maht jääb sissetulekute lõikes samaks, siis keskmine lennutundide arv kasvab 24 korda. Mõnevõrra üllatuslikult ei vähene elukoha otsese energiatarbe, st kütte- ja elektrienergiakasutuse osakaal sissetulekute kasvades selgelt, alles kahe kõrgema sissetulekuklassi puhul moodustab see mõne protsendi võrra madalama osa ökojalajälje terviknäidust. Otsese energiatarbe (küte, elekter, eratarbimise autokütus) ja sellest tuleneva keskkonnamõju osakaalu vähenemine ning kaudse energiakasutuse osatähtsuse suurenemine sissetulekute kasvades on olnud üks leibkonnauuringute põhitähelepanekuid alates Herendeeni varastest uurimustest (vt nt Herendeen, Tanaka 1976; Herendeen *et al.* 1981; Moll *et al.* 2005; Benders *et al.* 2006; Lenzen *et al.* 2006), kuid riigi energeetikasektori ülesehitusest ja elanike tarbimiskäitumisest tulenevalt võib suhe olla ka vastupidine (York *et al.* 2003; Lenzen *et al.* 2006). Eesti puhul võib see olla seletatav sellega, et rikkam elanikkond saab endale lubada kallist, kuid mugavamat elektrikütet, millel on aga suurem keskkonnakoormus.

Samas ei ole leidnud tõestamist Kuznetsi keskkonnakõvera hüpoteesi, mille järgi rikkuse suurenedes hakkavad keskkonnamõjud (v.a mõne kindla saasteaine emissioon) vähenema (York *et al.* 2003; Lenzen *et al.* 2006). Samale järeldusele viitab ka käesolev Eesti gümnaasiumiõpilaste ökojalajälje analüüs. Uuritud tunnuste raamistikus on leibkonna sissetulek üks kahest peamisest õpilaste keskkonnamõju suurust määravast faktorist elukoha positsiooni kõrval Eesti asustussüsteemi hierarhias. Nende kahe tunnuse kombineerimine andis ka ühe kõrgema

uurimuses esinenud rühmakeskmise näidu (suurima sissetulekuga uuringus osalenud tallinlaste keskmine ökojalajalg on 5,6 gha/in a). Pealinna ja Harjumaale tervikuna on koondunud nii uuringus osalenud kõrgeima ökojalajalguga kooliõpilased kui ka Statistikaameti (2009a: 116) andmetel kõrgema sissetulekuga Eesti elanikud.

Õpilaste ökojalajälje ja nende geograafilise paiknemise seoste analüüsil selgub pealinna piirkonna kõrgem ja ülejäänud Eesti madalam keskkonnakoormus. Lähemalt vaadates eristuvad ka regiooni- ja maakonnakeskuste õpilased ühelt ning maakonnakeskuste tagamaa ja maavaldade koolinoored kui mõnevõrra heterogeensem rühmitus teiselt poolt. Nimetatud rühmituste vahel esineb üks oluline erinevus: regiooni- ja maakonnakeskustes elavate õpilaste maismaatranspordi vajadus on oluliselt väiksem tagamaa- ja maavallaelanike omast, samas kasutavad keskuselanikud enam õhustransporti. Sealjuures on teise ja kolmanda astme keskuste õpilaste maismaatranspordi kasutamine kõrgema ökojalajälje intensiivsusega kui maakonnakeskuste tagamaa ning maavaldade õpilaste puhul, kuid jääb alla pealinna ja selle tagamaa õpilaste samale näitajale.

Ilmnenud erinevused annavad tunnistust Tallinna kui riigi suurima linna tugevast mõjust inimeste transpordi- ja tarbimiskäitumisele. Riigi keskmisest kõrgemate sissetulekute kõrval pakub pealinn häid hariduse omandamise ning mitmekesiseid tarbimis- ja vaba aja veetmise võimalusi, nõudes samal ajal elanikelt intensiivset transpordikasutust. Kuigi kooliõpilased on ühiskonnagrupp, kes sõidab suhteliselt palju ühistranspordiga, ületab uuringus osalenute nädalane autokilomeetraaz ligi kahekordselt ühistranspordi reisijakilomeetreid (vaid pealinlased sõidavad ühistranspordiga rohkem kui autoga). Suurim on siin just nende õpilaste panus, kes küll käivad koolis Tallinnas, kuid kes elavad Tallinna kui riigi tähtsaima tömbekeskuse lähitagamaal ehk peamises eeslinnastumise piirkonnas, mis oli Eesti suurima positiivse rändesaldoga hierarhiatasand juba enne 2000. aastate ehitusbuumi (Tammaru *et al.* 2003; Tammaru *et al.* 2009). Seejuures moodustavad kooliõpilased madalaima transpordikasutuse ökoloogilise jalajäljega Tallinna tagamaa uusasumielanike rühma (Poom 2006), mis viitab sellele, et uuringus osalenud pealinna piirkonna õpilaste keskkonnakoormus jääb alla seal elavate täiskasvanute ökojalajäljele. Kindlasti ei ole ei pealinna ega selle lähitagamaa elanikkond homogeenne, millele viitavad ka käesoleva töö tulemused. Aktiivsema tarbimis- ja liikumisharjumusega on piirkonna kõrgema sissetulekuga peredes elavad õpilased, seejuures on suurema keskkonnakoormusega uusasumites või üldiselt piirkonna uuemates hoonetes ja eramutes elavad õpilased. Tulemus on kooskõlas sageli esineva järeldusega, et just valglinnastumise mõjud on keskkonnale suurimad (Millennium Ecosystem Assessment 2005: 797). Õhustranspordi kasutajaskonna kõrgema osakaalu koondumine pealinna piirkonda ning regiooni- ja maakonnakeskuste elanike suurem lennureiside maht maapiirkonna

õpilastega võrreldes annab aga taas tunnistust linnastumise ja elukvaliteedi tõusu suuremast keskkonnamõjust, linnatihedusest tulenevate eeliste kadumisest ning ruumiplaneerimise vähestest võimalustest suunata inimeste lendamissagedust, millest üht või kõiki aspekte on teiste seas välja toonud nt Williams *et al.* (2000, *cit.* Neuman 2005), York *et al.* (2003), Lenzen *et al.* (2004), Holden ja Norland (2005) või MacKenzie *et al.* (2008).

Kui üldiselt võib pidada uurimuses kasutatud asustussüsteemi hierarhiatasandeid inimeste keskkonnakasutuse analüüsimisel sobivaks vahendiks, siis regioonikeskuste tasandisse kuuluvad oluliselt erineva taustaga piirkonnad – Ida-Viru suurlinnad ühelt poolt ning Tartu ja Pärnu teiselt poolt –, mille ühine käsitlemine võrdsete keskustena on käesolevas kontekstis veidi kaheldav. Selle põhjuseks on regioonide majandusstruktuuri, linnaelanike osakaalu ja etnilise koosseisu erinevused. Kirde-Eesti eripära Eesti asustussüsteemis on raskusi valmistanud varemgi (vt nt Kurs 2007: 160–161). Uurimustulemusi jälgides tuleb silmas pidada, et regioonikeskuste klassis annavad tooni Kirde-Eesti suurtes linnades elavad õpilased (69%), millele sekundeerib Tartu. 78% regioonikeskuste osalenud õpilaskonnast on vene rahvusest ning kuna eestlasi kuulus valimisse liiga vähe, on samas raske kinnitada võimalikke rahvusest või piirkondlikust taustast tulenevaid erisusi regioonikeskuste hierarhiatasemel. Venelaste puhul on tegemist selgelt linnalise õpilaskonnaga, kes elab sagedamini kooli lähinaabruses kui eestlastest õpilaskond ning kelle transpordivaldkonna ökojalajalg on sellest tulenevalt madalam kui sama asumitüübi, hoone vanuseklassi või sissetulekurühma eestlastel.

Konteksti teadmata võiks eeldada, et regiooni- kui teise astme tõmbekeskuste koolid teenindavad võrdlemisi laia tagamaad, mis põhjustaks erinevuse seal õppivate ja elavate noorte maismaatranspordi ökojalajäljes. Kuid tulemustes on näha seal paiknevate koolide suur kohalik ja väike regionaalne tähtsus, mis on iseloomulik just Ida-Viru linnastule ja venekeelsetele koolidele. Reaalne teeninduspiirkond sõltub lisaks piirkondlikele eripäradele siiski ka konkreetsest koolist. Valimisse kuuluvatest regioonikeskuste õppeasutustest teenindab vaid üks laiemat piirkonda – see on Tartu Kivilinna Gümnaasium, Eesti suurim kool. Kuigi ka Kohtla-Järve Ahtme Gümnaasiumis õpib märkimisväärne arv väljastpoolt omavalitsust pärit õpilasi, elavad need kõik naabruses asuvas Jõhvi linnas (vt joonist 3). Teisalt on Eestis praegu tihe maagümnaasiumide võrgustik, seega olemas võimalus omandada keskharidust kodukohale võrdlemisi lähedal, selmet asuda õppima linnakoolis. Viimaseks avaldavad survet pigem ühiskonna edukultus ja maakoolide haridustaseme kvaliteedis kahtlemine. Maagümnaasiumidel on tänapäeval välja kujunenud oma teeninduspiirkond, mis ulatub sageli asukoha omavalitsusest kaugemale. Laste arvu vähenemisest ajendatud koolivõrgu korrastamine võib kahandada üldkeskharidust pakkuvate koolide arvu

ligikaudu kaks korda ja see viib kindlasti transpordivajaduse tõusmisele nii erinevate astmete tagamaal kui ka maavaldades ning seob maapiirkonda tugevamalt keskustega. Siit võib järeldada ka haldusreformi temaatika olulisust riigi keskkonnakoormuse kujundamisel.

Demograafiliste ja elamuga seotud tunnuste juurde tulles võib öelda, et uuringus osalenud gümnaasiumiõpilaste elukoha ökoloogiline jalajälg väheneb leibkonna suurenedes, mis tuleneb koduga seotud ressursside jagamisest. See seos on leidnud korduvat varasemat kinnitust (Wier *et al.* 2001; Kok *et al.* 2003; Lenzen *et al.* 2006). Samas ei sõltu kodu energiakasutuse ökotalajajalg märkimisväärselt ei hoone tüübist ega vanusest, mida võiks eeldada teistele uurimustele tuginedes – uuemate hoonete ja korterelamute otsese energia kasutus on sageli madalam (vt nt Lenzen *et al.* 2004; Holden, Norland 2005; Wier *et al.* 2005). Uuemate hoonete energiasäästlikkusele on küll loonud sobivad tingimused ehitusnõuete karmistumine Eestis ja üldine teadlikkuse kasv (TUT 2007) ning rikkamal elanikkonnal, kelleks võib uuslamuelanikke pidada, on paremad võimalused kodumajapidamiste energiasäästulahendustesse investeerimiseks (Majandusministeerium 2000). Siinkohal tuleb aga pöörata tähelepanu mõnele asjaolule. Esiteks ei käsitleta ökoloogilise jalajälje kalkulaatoris eraldi energiasäästulahendusi ega eristata majapidamise kütte-, ventilatsiooni ja muud energiatarvet. Teiseks on uuslamutes suurem elamispind inimese kohta ning potentsiaalne ehituslahendusega saavutatud energiasääst sumbub suuremasse olmeenergia vajadusse. Kuid eramu ja kortermaja võrdluses on kasuliku eluruumi pind inimese kohta suurem just uuringus osalenud eramuelanikel ning siiski ei ilmne selgeid energiatarbe erinevusi. See võib viidata eramute paindlikumale kütteeniigiakasutusele kui seda on võimalik saavutada renoveerimata küttesüsteemiga kortermajades. Lisaks võib olla tegemist andmetest tuleneva probleemiga, sest hoonete energiakulu ei ole uurimuse käigus mitte mõõdetud, vaid õpilased on märkinud selle oma pere teabele ja hinnangutele tuginedes.

Energiasäästu asemel viitavad nii elamu tüüp kui ka vanus hoopis õpilaste transpordikäitumise keskkonnakoormuse tasemele ja ruumiplaneerimise küsimustele: uuemate hoonete ja eramuelanike transpordikasutus, sh lendamismaht on oluliselt suurem kui vanemates hoonetes ja kortermajades elavatel õpilastel. Samuti tarbivad uuslamuelanikud oluliselt enam kaupu ja teenuseid, kuid sama vahet ei saa tuua välja üldiselt eramu ja korterelamu elanike puhul – eramud jagunevad pealinna-äärealade teljel ühtlaselt ning tarbimiskäitumisele ei ole Eestis tervikuna elamu tüübil mõju. Kokkuvõttes on uuslamuelanikel intensiivsem tarbimismuster; hoonete madalamad küttekulud ei ole küll välistatud, aga sellisel juhul taandub see eelis vanemate hoonetega võrreldes suurema kasuliku pinna ja kodumajapidamisega seotud tarbimismahu tõttu. Need järeldused on kooskõlas Tallinna Tehnikaülikooli hinnanguga Eesti kodumajapidamiste

energiakasutuse suundumuste kohta (TUT 2007). Hoonete energiaefektiivsusest saadava võidu sumbumine suurema köetava pinna energiakasutusse on probleemiks mujalgi (UBA 2007). Laiemalt on see üks elukvaliteedi tõusuga kaasnevatest nähtustest. Nagu järeldavad Munksgaard *et al.* (2000), on otsesest energiakasutusest (küte, elekter, autokütus) tuleneva CO₂ emissiooni maht tõusnud peamiselt eratarbimise kasvu tõttu, samal ajal kui pea kõigi tootmissektorite energiaintensiivsus on vähenenud.

Toitumise ökojalajälje kujunemist uuringu käigus sügavamalt ei analüüsitud. Valdkonna peamine järeldus on see, et neidude ja noormeeste söökide-jookide tarbimine erineb oluliselt, teiste tegurite, sh sissetulekute lõikes ei ilmnenud süstemaatilisi ökoloogilise jalajälje erinevusi. Sissetulekuklasside vahelist toitumise ökojalajälje sarnasust kinnitab nt ka MacKenzie *et al.* (2008) Kanada uurimus. Samas mängivad sissetulekud olulist rolli toidukorvi komplekteerimisel ja sissetulekute vähenedes arvestatakse enam toidukuludega (EKI 2009: 10). Erinevuste puudumist saab seletada sellega, et ökoloogilise jalajälje kalkulaator on toitumise valdkonnas mahu-, mitte hinnatundlik, ning tarbimismahtu võib kindlasti pidada olulisemaks toitumise ökojalajälge määravaks teguriks. Toiduainete töötlemise ja transpordi keskkonnamuudatust ning mahetoodangu osakaalu arvestab ökojalajälje kalkulaator väiksemal määral ning pakendamise mõjusid arvutusmetoodikas kahjuks ei käsitleta. Seetõttu võib toitumisvaldkonna ökojalajälge olla alahinnatud.

Kaupade ja teenuste tarbimise valdkonnas ei saa tuua välja kindlaid tooterühmi, mille tarbimise vahed seletaksid süstemaatiliselt õpilaste ökojalajälje erinevusi selles valdkonnas. Selle põhjuseks võib olla toodete ja teenuste üldistav klassifitseerimine ning liiga laiade kulutusvahemike määramine ökojalajälje kalkulaatoris. Tooteühiku ökojalajälje intensiivuste kasutamine rahaühiku kohta põhjustab teatud ebatäpsusi keskkonnamuudatuse hindamisel, sest sarnase materjali- ja primaarenergiasisaldusega toodete hind võib olulisel määral varieeruda ning sama tooterühma kallimaid kaupu saavad endale tõenäoliselt lubada kõrgemasse sissetulekuklassi kuuluvad inimesed (Druckman *et al.* 2008; Kerkhof *et al.* 2009). See on üldine probleem sisend-väljund analüüsimetoodikas (Feng 2001), mille abil on leitud kaupade ja teenuste ökojalajälje intensiivsused.

Uuringu tulemused näitavad, et Eesti kooliõpilaste ökoloogiline jalajälge on väga selgesti seostatav inimeste sissetulekuga. Kõige väiksemad ökojalajäljenäidud on õpilastel, kelle leibkonna keskmine sissetulek jääb alla 4000 krooni inimese kohta kuus (keskmiselt 2,3 gha/in a) – need on kas suurtes kortermajades (2,0 gha/in a), vene rahvusest (2,0 gha/in a),

regioonikeskuses (2,2 gha/in a), maavallas (2,3 gha/in a) või vanemas hoones (2,3 gha/in a) elavad õpilased. Suurimad ökojalajäljenäidud seostuvad seevastu eranditult kõrgeima sissetulekuklassiga (keskmiselt 5,1 gha/in a), need on kas uuemas hoones (5,7 gha/in a), Tallinnas (5,6 gha/in a), suures kortermajas (5,5 gha/in a) või eramus (5,4 gha/in a) elavatel õpilastel.

Uuringus käsitletud tunnuste kõrval on veel teisi tegureid, mis võivad mõjutada õpilaste keskkonnakasutust, nt leibkonna struktuur ja vanemate haridustase, aga ka õpilaste ning nende perede väärtushinnangud, hoiakud ja eelistused. Psühholoogilised tegurid ei kuulunud uurimise raamistikku, nende lisamine ökoloogilise jalajälje kalkulaatori uuringute läbiviimist toetavasse üldküsimumste plokki väärrib kaalumist.

Ökoloogilise jalajälje meetod kui ökoloogilise jätkusuutlikkuse indikaator on hea vahend eratarbimise keskkonnamõõtmise analüüsimiseks. Kuna meetod ei arvesta kõiki olulisi keskkonnamõõtmiseid ja sellele on seatud kitsendusi, on tegemist inimeste keskkonnamõõtmise alahindamisega. Seda tõsisemalt tuleb suhtuda eluslooduse kandevõime ületamise ühiskondlike raamistike seadmisel, majandustegevuse suunamisel ja ruumi planeerimisel. Siiski tuleb aga nii ökoloogilise jalajälje meetodit kui ka keskkonnamõõtmise mõõtmise metoodikat üldisemalt arendada edasi, et paremini hinnata inimtegevuse mõju meie elukeskkonnale.

6. Kokkuvõte

Inimeste elustiilil ja tarbimisharjumustel on oluline keskkonnamõju. Heaolu ja eratarbimise kasv ohustavad eluslooduse võimet taastoota ressursse ning pakkuda inimesele kvaliteetset elukeskkonda. Ökoloogilise majanduse valdkond analüüsib öko- ja majandussüsteemide vahelisi seoseid ning hindab looduskapitali kasutuse ja taastootlikkuse määra. Inimtegevuse ökoloogilist jätkusuutlikkust mõõdab valdkonna teiste indikaatorite seas ökoloogilise jalajälje meetod. See hindab elukooslusi kandva maa- ja merepinna suurust, mida inimesed ühel kindlal aastal ökosüsteemi toodete ja teenuste tarbimiseks vajavad, ning kõrvutab seda bioloogiliselt tootliku pinnaga, mis on samal aastal tegelikult olemas. Ökoloogilist jalajälge mõõdetakse globaalhektarites inimese kohta aastas (gha/in a).

Käesolevas uurimuses analüüsiti ökoloogilise jalajälje meetodi abil Eesti kümnenda klassi õpilaste keskkonnakasutust, selle sõltuvust õpilaste sotsiaalmajanduslikest, demograafilistest, geograafilistest ja elamuga seotud tunnustest. Uurimus viidi läbi ökoloogilise jalajälje veebikalkulaatori vahendusel. Projekti toetas SA Keskkonnainvesteeringute Keskus.

Eesti gümnaasiumiõpilaste keskmine ökojalajälg käesoleva uurimuse tulemusena oli 2009. aastal 3,2 gha. See on oluliselt väiksem Eesti elaniku keskmisest ökojalajäljest, kuid lääne ühiskonnale iseloomulikult ületab see maailma keskmist eluslooduse kandevõimet inimese kohta. Õpilaste elustiili ökoloogilise jätkusuutmatuse põhjuseks võib pidada nii Eesti kliimatilisi tingimusi, siinset majandusstruktuuri, ühiskonnas valitsevaid hoiakuid, tavasid ja kujutelma kõrgest elukvaliteedist kui ka õpilaste ning nende leibkondade individuaalseid tarbimisharjumusi ja elustiili. Sealjuures on väga olulised keskkonnakasutust intensiivistavad tegurid elatustaseme tõus, linnastumine ja eeslinnastumine.

Gümnaasiumiõpilaste ökoloogiline jalajälg sõltub peamiselt kahest tegurist: leibkonna keskmisest sissetulekust ja elukoha positsioonist asustussüsteemi hierarhias. Suurema sissetulekuga leibkondades on õpilaste ökojalajälg kõrgem, sealjuures kasvab ökojalajälg vähem kui sissetulekud. Pealinna ja selle lähitagamaa elanike keskkonnakasutus erineb oluliselt ülejäänud Eesti õpilaste omast, olles märgatavalt suurema koormusega kõikides valdkondades v.a toidu tarbimine. Mujal Eestis elavad õpilased võib jaotada kahte gruppi, mille vaheline põhierinevus seisneb transpordiharjumustes: regiooni- ja maakonnakeskustes elavad õpilased kasutavad vähem maismaa-, kuid enam õhustransporti kui maakonnakeskuste tagamaal ja maavaldades elavad koolinoored. Võrreldes nii suurlinna kui ka hajaasustuspiirkonnaga on regiooni- ja

maakonnakeskustel oma elanike keskkonnakasutuse suunamisel seega kompaktsuseelis. Samas mängib õpilaste keskkonnakasutuses olulist rolli õhustransport, mille seos asustusstruktuuriga on küll esmapilgul väike, kuid mille kasutamise aktiivsus järgib hästi asustussüsteemi hierarhiat ja peegeldab erinevate tasandite elanike üldist tarbimiskäitumist ja elustiili.

Teistel uuritud tunnustel on õpilase keskkonnakasutusele väiksem mõju. Välja võib tuua järgmised suundumused: leibkonna suurenedes keskkonnamõju inimese kohta väheneb, uuselamuelanike ökojalajälg on kõrgem kui vanemate hoonete õpilastel, eramuelanikel on mõnevõrra kõrgem ökojalajälg kui kortermajade elanikel, erakoolide õpilaste keskkonnakasutus on suurem kui munitsipaalkoolide õpilastel, vene õpilaste kui linnaelanikkonna keskmine transpordikasutuse ökojalajälg on madalam kui eesti õpilaskonnal.

Kõige suurema koormuse ökoloogilistele ressurssidele seab õpilaste kütte- ja elektrienergia kasutus ning kaupade tarbimine. Seega tuleb tõsiselt tähelepanu pöörata hoonete ja igapäevaste toimingute energiasäästlikkusele ning üldisele eratarbimise mahule. Toitumine ja summaarne transpordikasutus avaldavad oluliselt vähem mõju, kõige tagasihoidlikum on teenuste ja muu majapidamise kategooria ökojalajälg. Õpilaste keskkonnakoormuse erinevused seisnevad kõrge ökojalajälje intensiivsusega tarbimiskategooriate (õhustransport, kütte- ja elektrienergia, kaubad) oluliselt erinevas tarbimismahus. Kuna ökoloogilise jalajälje meetod ei arvesta kõiki olulisi keskkonnamõjusid, on tegemist inimeste keskkonnakoormuse alahindamisega. Seda tõsisemalt tuleb suhtuda eluslooduse kandevõime ületamise ühiskondlike raamistike seadmisel, majandustegevuse suunamisel ja ruumi planeerimisel.

Käesolev uuring on üks esimesi katseid seostada Eesti elanike ökoloogilise jalajälje suurust erinevate geograafiliste ja sotsiaal-majanduslike teguritega. Põhjalikumat analüüsi ja arutelu vajavad tulevikus erinevad teemavaldkonnad, ökojalajälje suurust põhjustavad tegurid ja selle tagajärjed. Selleks peaks tulevikus läbi viima küsitlusuuringuid erinevate vanuserühmadega, samuti on vajalik suurendada küsitletute arvu.

7. Summary

Ecological footprint of Estonian high school students

People's lifestyle and consumption patterns have a significant effect on the environment. Increase in welfare and private consumption endangers the ability of ecosystems to reproduce resources and ensure the necessary quality for the human living environment. The ecological sustainability of human activity can be measured by the ecological footprint method. The method assesses the area of biologically productive land and sea necessary for producing ecosystem goods and services for people in a given year and compares it with the actually existing biologically regenerative area or biocapacity of that year. The ecological footprint is measured in global hectares (gha) per capita per year.

The aim of this study was to assess, on the basis of the ecological footprint method, the environmental performance of Estonian high school students and its dependence on socio-economic, demographic, and geographic characteristics. 408 Estonian 10th grade students formed the respondents of the survey, which was carried out using the ecological footprint online calculator devised by the Department of Geography of the University of Tartu. The project was funded by the Environmental Investment Centre (*SA Keskkonnainvesteeringute Keskus*).

According to the study the average ecological footprint of Estonian high school students in 2009 was 3.2 gha. This is significantly lower than that of the average Estonian resident, however, typically to Western societies it exceeds the average global biocapacity per capita. The ecological footprint of students depends mainly on two factors: the average income of a household and the location of the household in the hierarchy of the Estonian settlement system. In households with higher income the footprint is higher, yet the increase in the size of the footprint grows slower than the increase in the income. The environmental performance of the inhabitants of Tallinn, the capital of Estonia, and its close hinterland is significantly more intense than that in the rest of Estonia in all categories (i.e. household maintenance, transportation and the consumption of goods and services) with the exception of food consumption. People in the rest of Estonia can be divided into two groups students residing in regional and county centres and students residing in the hinterlands of such centres and in other rural municipalities. The main difference between the two groups lies in the use of transportation as the inhabitants of regional and county centres use less car and public transportation but significantly more air transportation than the other group.

Other characteristics are less influential on the environmental performance of students. The following trends may, nevertheless, be pointed out: per capita impact on environment decreases with the increase of the size of the household; the ecological footprint of the occupants of newer dwellings and detached houses tends to be higher than that of the students living in older dwellings and apartment buildings; private school students have a higher per capita footprint than the students of municipal schools; Russian-speaking students have a lower per capita ecological footprint in the category of car and public transportation than Estonian-speaking students.

In terms of consumption categories, the highest pressure on ecological resources derives from the usage of heat energy and electricity in the household and from the consumption of goods. Thus special attention must be paid to the energy efficiency of households and the level of private consumption. The categories of food and aggregated transportation exert significantly less impact and the ecological footprint of such categories as other household costs and the use of services is even more moderate.

The ecological footprint method underestimates the human pressure on natural capital as it does not take into account all significant environmental factors. This adds to the importance of combating the exhaustion of the regenerative capacity of the planet's ecosystems when designing social regulatory frameworks, directing economic activity and planning spaces.

Tänuõnad

Tänu südamest oma pere – Taavit, lapsi, vanavanemaid, õde ja venda. Kõige eest. Suur tänu ka meie imelisele lapsehoidjale Dagmarile.

Tänu väga oma juhendajat Reinu, kes on mind suunanud ja toetanud kogu ülikooli teel ja kes nende aastate jooksul ei ole kaotanud usku töö valmimisse.

Tänu väga Tartu Ülikooli geograafia osakonda ja sealseid inimesi mulle antud teadmiste, analüüsivõime, töökogemuste, abi ning ka meelelahutuse eest.

Ma olen väga tänulik ökoloogilise jalajälje veebikalkulaatori projekti meeskonnale – Annikale, Margusele, Svetale, Ollele, taas kord Reinule ja kõigile teistele. Tänu väga ka Raivot, kelle käe all valmis ökoloogilise jalajälje infoketas. Suur tänu ülikooli erinevatele osakondadele ja Haridusministeeriumile abi eest projekti teostamisel. Ning eriline tänu SA Keskkonnainvesteeringute Keskusele 2008. a keskkonnakorralduse projekti nr 48 „Ökoloogilise jalajälje osise põhise arvutusmetoodika arendamine ning testimine“ rahastamise eest.

Kirjandus

- Abrahamse W., Steg L. 2009.** How do socio-demographic and psychological factors relate to households' direct and indirect energy use and savings? *Journal of Economic Psychology* 30: 711–720.
- Allen A. 2003.** Environmental planning and management of the peri-urban interface: perspectives on an emerging field. *Environmental Planning and Management* 15(1): 135–148.
- Ayres R. U. 2000.** Commentary on the utility of the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 32: 347–349.
- Bagliani M., Galli A., Niccolucci V., Marchettini N. 2008.** Ecological footprint analysis applied to a sub-national area: The case of the Province of Siena (Italy). *Journal of Environmental Management* 86: 354–364.
- Barrett J., Vallack H., Jones A., Haq G. 2002.** A material flow analysis and ecological footprint of York. Technical report. Stockholm Environment Institute, Stockholm, 129 p.
- Beekman V. 1997.** Government intervention in non-sustainable lifestyles. *Environmental Justice, Papers from the Melbourne Conference.* Faculty of Architecture, Building and Planning, The University of Melbourne, Melbourne.
- Behrens A., Giljum S., Kovanda J., Niza S. 2007.** The material basis of the global economy. Worldwide patterns of natural resource extraction and their implications for sustainable resource use policies. *Ecological Economics* 64: 444–453.
- Benders R. M. J., Kok R., Moll H. C., Wiersma G., Noorman K. J. 2006.** New approaches for household energy conservation – In search of personal household energy budgets and energy reduction options. *Energy Policy* 34: 3612–3622.
- BFF 2002.** City limits. A resource flow and ecological footprint analysis of Greater London. Best Foot Forward Ltd, 72 p.
- BFF 2006.** An ecological footprint and carbon audit of digital radio A1. Best Foot Forward, Oxford, 15 p.
- Bicknell K. B., Ball R. J., Cullen R., Bigsby H. R. 1998.** New methodology for the ecological footprint with an application to the New Zealand economy. *Ecological Economics* 27: 149–160.
- Biesot W., Noorman K. J. 1999.** Energy requirements of household consumption: a case study of The Netherlands. *Ecological Economics* 28: 367–383.
- Birch R., Barrett J., Wiedmann T. 2004.** Exploring the consumption and related environmental impacts of socioeconomic groups within the UK. In: Hubacek K., Inaba A., Stagl S. (eds.) *International Workshop on Driving forces of and barriers to sustainable consumption*, University of Leeds, UK, pp 248–259.
- Bouwman M. E. 2000.** Changing mobility patterns in a compact city: Environmental impacts. In: de Roo G., Miller D. (eds.) *Compact cities and sustainable urban development: A critical assessment of policies and plans from an international perspective.* Aldershot, Ashgate, UK.
- Cerutti A. K., Bagliani M., Beccaro G. L., Bounous G. 2010.** Application of ecological footprint analysis on nectarine production: Methodological issues and results from a case study in Italy. *Journal of Cleaner Production* 18(8): 771–776.
- Chambers G. 2001.** Ecological footprinting. A technical report to the STOA Panel. Ecotec. European Parliament, Directorate General for Research, Directorate A, The STOA Programme, Luxembourg, 73 p.
- Chambers N., Simmons C., Wackernagel M. 2004.** Sharing nature's interest: Ecological footprints as an indicator of sustainability. Earthscan, 199 p.
- Cohen C., Lenzen M., Schaeffer R. 2005.** Energy requirements of households in Brazil. *Energy Policy* 33: 555–562.
- Collins A., Flynn A., Wiedmann T., Barrett J. 2006.** The environmental impacts of consumption at a subnational level – The ecological footprint of Cardiff. *Journal of Industrial Ecology* 10(3): 9–24.
- Collins A., Flynn A., Munday M., Roberts A. 2007.** Assessing the environmental consequences of major sporting events: The 2003/04 FA Cup Final. *Urban Studies* 44(3): 457–476.
- Costanza R. 1991.** Ecological economics: A research agenda. *Structural change and economic dynamics* 2(2): 335–357.

- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., van den Belt M. 1997.** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Cuadra M., Björklund J. 2007.** Assessment of economic and ecological carrying capacity of agricultural crops in Nicaragua. *Ecological Indicators* 7: 133–149.
- Daily G. C., Ehrlich P. R. 1992.** Population, sustainability, and Earth's carrying capacity. *BioScience* 42(10): 761–771.
- Daly H. E., Cobb J. 1989.** For the common good. Redirecting the economy toward community, the environment, and a sustainable future. Beacon Press, Boston, 534 p.
- Daly H. E., Farley J. 2004.** Ecological economics. Principles and applications. Island Press, 483 p.
- Druckman A., Jackson T. 2008.** Household energy consumption in the UK: A highly geographically and socio-economically disaggregated model. *Energy Policy* 36: 3177–3192.
- Druckman A., Sinclair P., Jackson T. 2008.** A geographically and socio-economically disaggregated local household consumption model for the UK. *Journal of Cleaner Production* 16: 870–880.
- Eaton R. L., Hammonda G. P., Laurie J. 2007.** Footprints on the landscape: An environmental appraisal of urban and rural living in the developed world. *Landscape and Urban Planning* 83: 13–28.
- Ecoprint 2009.** Trükifirma Ecoprint keskkonnaaruane 2008. Ecoprint, Tartu, 18 lk.
- Eesti Standardikeskus 2006.** Keskkonnakorraldus. Olelusringi hindamine. Põhimõtted ja raamistik. Eesti standard; EVS-EN ISO 14040:2006. Eesti Standardikeskus, Tallinn, 20 lk.
- Ehrlich P. R. 1982.** Human carrying capacity, extinctions, and nature reserves. *BioScience* 32(5): 331–333.
- Ehrlich P. R., Holdren J. P. 1971.** Impact of population growth. *Science* 171: 1212–1217.
- EKI 2009.** Elanike toitumisharjumused ja toidukaupade ostueelistused. Eesti Konjunktuuriinstituut, Tallinn.
- Ekins P. 2009.** Resource productivity, environmental tax reform and sustainable growth in Europe. Anglo-German Foundation for the Study of Industrial Society, 74 p.
- Ekins P., Simon S., Deutsch L., Folke C., De Groot R. 2003.** A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44: 165–185.
- Erb K.-H. 2004.** Actual land demand of Austria 1926–2000: a variation on ecological footprint assessments. *Land Use Policy* 21: 247–259.
- Erb K.-H., Krausmann F., Gaube V., Gingrich S., Bondeau A., Fischer-Kowalski M., Haberl H. 2009.** Analyzing the global human appropriation of net primary production – processes, trajectories, implications. An introduction. *Ecological Economics* 69: 250–259.
- European Communities 2001.** Economy-wide material flow accounts and derived indicators. A methodological guide. European Commission; EuroStat; Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 85 p.
- Ewing B., Reed A., Rizk S. M., Galli A., Wackernagel M., Kitzes J. 2008.** Calculation methodology for the National Footprint Accounts, 2008 edition. Global Footprint Network, 17 p.
- FAO 2009.** The state of world fisheries and aquaculture 2008. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries and Aquaculture Department, Rome, 196 p.
- Feng K., Hubacek K., Guan D. 2009.** Lifestyles, technology and CO₂ emissions in China: A regional comparative analysis. *Ecological Economics* 69: 145–154.
- Ferng J.-J. 2001.** Using composition of land multiplier to estimate ecological footprints associated with production activity. *Ecological Economics* 37: 159–172.
- Ferng J.-J. 2002.** Toward a scenario analysis framework for energy footprints. *Ecological Economics* 40: 53–69.
- Flint K. 2001.** Institutional ecological footprint analysis. A case study of the University of Newcastle, Australia. *International Journal of Sustainability in Higher Education* 2(1): 48–62.
- Folke C., Jansson Å., Larsson J., Costanza R. 1997.** Ecosystem appropriation by cities. *Ambio* 26(3): 167–172.
- Folke C., Kautsky N., Jansson A., Troell M. 1998.** The ecological footprint concept for sustainable seafood production: A review. *Ecological Applications Supplement S* 8(1): S63–S71.
- Galli A., Kitzes J., Wermer P., Wackernagel M., Niccolucci V., Tiezzi E. 2007.** An exploration of the mathematics behind the ecological footprint. *International Journal of Ecodynamics* 2(4): 250–257.
- GFN 2006.** Ecological footprint standards 2006. Global Footprint Network, 33 p.

- GFN 2009a.** Ecological footprint atlas 2009. Global Footprint Network, Research and Standards Department, 111 p.
- GFN 2009b.** Ecological footprint standards 2009. Global Footprint Network Standards Committee, 20 p.
- Glauser M., Muller P. 1997.** Eco-efficiency: A prerequisite for future success. *Chimia* 51(5): 201–206.
- Graymore M. L. M., Sipe N. G., Rickson R. E. 2010.** Sustaining human carrying capacity: a tool for regional sustainability assessment. *Ecological Economics* 69(3): 459–468.
- Gössling S., Borgström Hansson C., Hörstmeier O., Saggel S. 2002.** Ecological footprint analysis as a tool to assess tourism sustainability. *Ecological Economics* 43: 199–211.
- Haberl H. 1997.** Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: Implications for sustainable development. *Ambio* 26(3): 143–146.
- Haberl H., Wackernagel M., Krausmann F., Erb K.-H., Monfreda C. 2004.** Ecological footprints and human appropriation of net primary production: a comparison. *Land Use Policy* 21: 279–288.
- Heinoja, H. (toim) 2008.** Väinamere regiooni jätkusuutliku kalanduse arengukava 2007–2013. Eesti Mereakadeemia Toimetised nr 6. Eesti Mereakadeemina, Tallinn, 49 lk + lisad.
- Herendeen R. A. 1978.** Total energy cost of household consumption in Norway, 1973. *Energy* 3(5): 615–630.
- Herendeen R. A. 2000.** Ecological footprint is a vivid indicator of indirect effects. *Ecological Economics* 32: 357–358.
- Herendeen R. A., Tanaka J. 1976.** Energy cost of living. *Energy* 1(2): 165–178.
- Herendeen R. A., Ford C., Hannon B. 1981.** Energy cost of living, 1972–1973. *Energy* 6(12): 1433–1450.
- Hertwich E. G. 2005.** Life cycle approaches to sustainable consumption: A critical review. *Environmental Science and Technology* 39(13): 4673–4684.
- Holden E., Høyer G. 2005.** The ecological footprints of fuels. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 10(5): 395–403.
- Holden E., Norland I. T. 2005.** Three challenges for the compact city as a sustainable urban form: household consumption of energy and transport in eight residential areas in the Greater Oslo Region. *Urban Studies* 42: 2145–2166.
- Hubacek K., Giljum S. 2003.** Applying physical input-output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities. *Ecological Economics* 44: 137–151.
- Hunter C., Shaw J. 2007.** The ecological footprint as a key indicator of sustainable tourism. *Tourism Management* 28: 46–57.
- Iyer-Raniga U., Treloar G. 1999.** Reviewing the framework for dealing with urban environmental problems. *Environmentalist* 19(3): 229–237.
- Kautsky N., Berg H., Folke C., Larsson J., Troell M. 1997.** Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research* 28(10): 753–766.
- Kerkhof A. C., Benders R. M. J., Moll H. C. 2009.** Determinants of variation in household CO₂ emissions between and within countries. *Energy Policy* 37: 1509–1517.
- Kitzes J., Galli A., Bagliani M., Barrett J., Dige G., Ede S., Erb K., Giljum S., Haberl H., Hails C., Jolia-Ferrier L., Jungwirth S., Lenzen M., Lewis K., Loh J., Marchettini N., Messinger H., Milne K., Moles R., Monfreda C., Moran D., Nakano K., Pyhälä A., Rees W., Simmons C., Wackernagel M., Wada Y., Walsh C., Wiedmann T. 2009.** A research agenda for improving national Ecological Footprint accounts. *Ecological Economics* 68: 1991–2007.
- Kok R., Falkena H.-J., Benders R. M. J., Moll H. C., Noorman K. J. 2003.** Household metabolism in European countries and cities. Comparing and evaluating the results of the cities Fredrikstad (Norway), Groningen (The Netherlands), Guildford (UK), and Stockholm (Sweden). University of Groningen, Center for Energy and Environmental Studies, 74 p.
- Krausmann F., Haberl H., Erb K.-H., Wackernagel M. 2004.** Resource flows and land use in Austria 1950–2000: using the MEFA framework to monitor society-nature interaction for sustainability. *Land Use Policy* 21: 215–230.
- Kurs O. 2007.** Maateadusest Eestis. Geograafiast ja geograafidest 20. sajandil. Õpetatud Eesti Seltsi Kirjad VIII. Õpetatud Eesti Selts, Tartu, 251 lk.
- Lambin E. F., Turner B. L., Geist H. J., Agbola S. B., Angelsen A., Bruce J. W., Coomes O. T., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P. S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E. F., Mortimore M., Ramakrishnan P. S., Richards J. F., Skånes H., Steffent W., Stone G. D.,**

- Svedin U., Veldkamp T. A., Vogel C., Xu J. 2001.** The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261–269.
- Lawn P. 2006a.** Sustainable development: concept and indicators. In: Lawn P. (ed.) *Sustainable development indicators in ecological economics*. Series: Current issues in ecological economics. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, Northampton, pp 13–51.
- Lawn P. 2006b.** An assessment of alternative measures of sustainable economic welfare. In: Lawn P. (ed.) *Sustainable development indicators in ecological economics*. Series: Current issues in ecological economics. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, Northampton, pp 139–165.
- Lenzen M. 2001.** A generalized input-output multiplier calculus for Australia. *Economic Systems Research* 13(1): 65–92.
- Lenzen M., Murray S. A. 2001.** A modified ecological footprint method and its application to Australia. *Ecological Economics* 37: 229–255.
- Lenzen M., Dey C., Foran B. 2004.** Energy requirements of Sydney households. *Ecological Economics* 49: 375–399.
- Lenzen M., Wier M., Cohen C., Hayami H., Pachauri S., Schaeffer R. 2006.** A comparative multivariate analysis of household energy requirements in Australia, Brazil, Denmark, India and Japan. *Energy* 31: 181–207.
- Lenzen M., Wiedmann T., Foran B., Dey C., Widmer-Cooper A., Williams M., Ohlemüller R. 2007.** Forecasting the ecological footprint of nations: a blueprint for a dynamic approach. ISA Research Report 07-01. The University of Sydney, Stockholm Environmental Institute, The University of York, 89 p.
- Limnios E. A. M., Ghadouani A., Schilizzi S. G. M., Mazzarol T. 2009.** Giving the consumer the choice: A methodology for product ecological footprint calculation. *Ecological Economics* 68: 2525–2534.
- Maat K., Timmermans H. J. P. 2009.** Influence of the residential and work environment on car use in dual-earner households. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 43(7): 654–664.
- Mackenzie H., Messinger H., Smith R. 2008.** Size matters. Canada's ecological footprint, by income. *Growing Gap*, Canadian Centre for Policy Alternatives, Toronto, 31 p.
- Majandusministeerium 2000.** Energiasäästu sihtprogramm. EV Majandusministeerium, Tallinn, 20 lk.
- McDonald G. W., Patterson M. G. 2004.** Ecological footprints and interdependencies of New Zealand regions. *Ecological Economics* 50: 49–67.
- McDonald G. W., Forgie W. E., MacGregor C. 2006.** Treading lightly: ecofootprints of New Zealand's ageing population. *Ecological Economics* 56: 424–439.
- Meadows D. H., Meadows D. L., Randers J., Behrens W. W. 1972.** The limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind. Universe Books, New York, 205 p.
- Meadows D. H., Randers J., Meadows D. L. 2006.** Limits to Growth. The 30-year update. Earthscan, London, Sterling, 364.
- Merkel J. 2003.** *Radical Simplicity*. New Society Publishers, Gabriola Island, 272 p.
- Metsvahi T. 2008.** Autopargi läbisõit Eestis 2007. aastal. Vahearuanne. TTÜ Teedeinstituut, Tallinn, 94 lk.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005.** *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Island Press, 948 p.
- MKM 2007.** Energiasäästu sihtprogramm 2007–2013. Majandus- ja Kommunikatsiooniministeerium, Tallinn, 51 p.
- Moffatt I. 2000.** Ecological footprints and sustainable development. *Ecological Economics* 32: 359–362.
- Moll H. C., Noorman K. J., Kok R., Engström R., Throne-Holst H., Clark C. 2005.** Pursuing more sustainable consumption by analyzing household metabolism in European countries and cities. *Journal of Industrial Ecology* 9(1–2): 259–275.
- Monfreda C., Wackernagel M., Deumling D. 2004.** Establishing national natural capital accounts based on detailed ecological footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* 21: 231–246.
- Moran D., Wackernagel M., Kitzes J., Heumann B. W., Phan D., Goldfinger S. 2009.** Trading spaces: calculating embodied ecological footprints in international trade using a product land use matrix (PLUM). *Ecological Economics* 68: 1938–1951.
- Muñiz I., Galindo A. 2005.** Urban form and the ecological footprint of commuting. The case of Barcelona. *Ecological Economics* 55: 499–514.
- Munksgaard J., Wier M., Lenzen M., Dey C. 2005.** Using input-output analysis to measure the environmental pressure of consumption at different spatial levels. *Journal of Industrial Ecology* 9(1–2): 169–185.

- Muñoz P., Giljum S., Roca J. 2009.** The raw material equivalents of international trade. *Journal of Industrial Ecology* 13(6): 881–897.
- Neuman M. 2005.** The compact city fallacy. *Journal of Planning Education and Research* 25: 11–26.
- Newman P. 2006.** The environmental impact of cities. *Environment & Urbanization* 18(2): 275–295.
- Newman P., Kenworthy J. R. 1989.** Gasoline consumption and cities. A comparison of U.S. cities with a global survey. *Journal of the American Planning Association* 55(1): 24–37.
- Næss P. 1997.** Fysisk planlegging og energibruk. Tano Aschehoug, Oslo, 285 s.
- Næss P. 2006.** Accessibility, activity participation and location of activities: Exploring the links between residential location and travel behaviour. *Urban Studies* 43(3): 627–652.
- Nässén J., Holmberg J. 2005.** Energy efficiency – a forgotten goal in the Swedish building sector? *Energy Policy* 33: 1037–1051.
- Odum H. T., Odum E. C. 2006.** The prosperous way down. *Energy* 31: 21–32.
- Opschoor J. B. 1987.** Duurzaamheid en verandering: over ecologische inpasbaarheid van economische ontwikkelingen. Oratie, VU Boekhandel/Uitgeverij, Amsterdam, 41 p.
- Opschoor J. B. 2010.** Sustainable development and a dwindling carbon space. *Environmental and Resource Economics* 45: 3–23.
- Parikh J. K., Parikh K. 2001.** Climate change: India's perceptions, positions, policies and possibilities. OECD, Climate Change and Development, 30 p.
- Pearce D., Markandya A., Barbier, E. B. 1989.** Blueprint for a green economy. Earthscan, London, 192 p.
- Perman R., Stern D. I. 2003.** Evidence from panel unit root and cointegration tests that the environmental Kuznets curve does not exist. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 47(3): 325–347.
- Poom A. 2006.** Tallinna tagamaa uusasumielaniku ökoloogiline jalajälg. Kogumikus: Roose A. (toim) Keskkonnasäästlik ehitus ja planeerimine 2. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis, Tartu, 100, lk 46–47.
- Poom A. 2009.** Ökoloogiline jalajälg: eluviisi jätkusuutlikkuse näidik. *Eesti Loodus* 7: 16–20.
- Põllumajandusministeerium 2007.** Eesti kalanduse strateegia 2007–2013. EV Põllumajandusministeerium, Tallinn, 33 lk + lisad.
- Randla T., Kurissoo T., Vilu R. 2002.** On eco-efficiency and sustainability of development of Estonia. *International Journal of Environment and Sustainable Development* 1: 32–41.
- Rapport D. 2000.** Ecological footprints and ecosystem health: complementary approaches to a sustainable future. *Ecological Economics* 32: 367–370.
- Rapport D., Ullsten O. 2006.** Managing for sustainability: ecological footprints, ecosystem health and the Forest Capital Index. In: Lawn P. (ed.) Sustainable development indicators in ecological economics. Series: Current issues in ecological economics. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, Northampton, pp 268–287.
- Ravetz J., Barrett J., Paul A. 2006.** Counting consumption: CO₂ emissions, material flows and ecological footprint of the West Midlands. WWF-UK, SEI, CURE, Biffaward, 44 p.
- Rees W. E. 1992.** Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4(2): 121–130.
- Rees W. E. 2000.** Eco-footprint analysis: merits and brickbats. *Ecological Economics* 32: 371–374.
- Reinders A. H. M. E., Vringer, K., Blok, K. 2003.** The direct and indirect energy requirement of households in the European Union. *Energy Policy* 31(2): 139–153.
- Roca J. 2002.** The IPAT formula and its limitations. *Ecological Economics* 42: 1–2.
- Roca J., Serrano M. 2007.** Income growth and atmospheric pollution in Spain: an input-output approach. *Ecological Economics* 63: 230–242.
- Räty R., Carlsson-Kanyama A. 2010.** Energy consumption by gender in some European countries. *Energy Policy* 38: 646–649.
- Röpke I. 1999.** The dynamics of willingness to consume. *Ecological Economics* 28: 399–420.
- Salm J.-O., Kimmel K., Uri V., Mander Ü. 2009.** Global warming potential of drained and undrained peatlands in Estonia: A synthesis. *Wetlands* 29(4): 1081–1092.
- Satterthwaite D. 2009.** The implications of population growth and urbanization for climate change. *Environment & Urbanization* 21(2): 545–567.

- Schaefer F., Luksch U., Steinbach N., Cabeça J., Hanauer J. 2006.** Ecological footprint and biocapacity. The world's ability to regenerate resources and absorb waste in a limited time period. European Commission; Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 11 p.
- Schneider F., Kallis G., Martínez-Alier J. 2010.** Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue. *Journal of Cleaner Production* 18: 511–518.
- Schulze P. C. 2002.** I=P/BAT. *Ecological Economics* 40: 149–150.
- Schütz H., Moll S., Bringezu S. 2004.** Globalisation and the shifting environmental burden. Material trade flows of the European Union. Wuppertal Institute, Wuppertal, 63 p.
- Segnestam L. 2002.** Indicators of environment and sustainable development. Theories and practical experience. Environmental Economics Series; Paper No 89. The World Bank Environment Department, 66 p.
- Simmons C., Lewis K., Barrett J. 2000.** Two feet – two approaches: a component-based model of ecological footprinting. *Ecological Economics* 32: 375–380.
- Statistikaamet 2005.** Eesti piirkondlik statistika 2004. Statistikaamet, Tallinn.
- Statistikaamet 2007a.** Energiabilanss 2006. Statistikaamet, Tallinn, 40 lk.
- Statistikaamet 2007b.** Põllumajandus arvudes 2006. Statistikaamet, Tallinn, 56 lk.
- Statistikaamet 2009a.** Linnad ja vallad arvudes 2009. Statistikaamet, Tallinn, 188 lk.
- Stern D. I. 2004.** The rise and fall of the environmental Kuznets curve. *World Development* 32(8): 1419–1439.
- Stoeglehner G., Narodoslowsky M. 2009.** How sustainable are biofuels? Answers and further questions arising from an ecological footprint perspective. *Bioresource Technology* 100: 3825–3830.
- Stokes D., Lindsay A., Marinopoulos J., Treloar A., Wescott G. 1994.** Household carbon dioxide production in relation to the greenhouse effect. *Journal of Environmental Management* 40(3): 197–211.
- Talberth J., Cobb C., Slattery N. 2007a.** The genuine progress indicator 2006. A tool for sustainable development. Redefining Progress, Oakland, California, 33 p.
- Talberth J., Venetoulis J., Wolowicz K. 2007b.** Recasting marine ecological fishprint accounts. Redefining Progress, Santa Fe, New Mexico, 49 p.
- Tallinna Linnavalitsus 2008.** Tallinn arvudes 2007. Tallinna Linnavalitsus, Tallinn, 138 lk.
- Tammaru T., Kulu H., Kask I. 2003.** Siserände üildsuunad. Raamatus: Tammaru T., Kulu H. (toim) Ränne üleminekuaja Eestis. Statistikaamet, Tallinn, lk 5–27.
- Tammaru T., Leetmaa K., Silm S., Ahas R. 2009.** Temporal and spatial dynamics of the new residential areas around Tallinn. *European Planning Studies* 17(3): 423–439.
- Thomassen M. A., de Boer I. J. M. 2005.** Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 185–199.
- Treloar G. J. 1997.** Extracting embodied energy paths from input-output tables: Towards an input-output-based hybrid energy analysis method. *Economic Systems Research* 9(4): 375–391.
- Tukker A., Poliakov E., Heijungs R., Hawkins T., Neuwahl F., Rueda-Cantuche J. M., Giljum S., Moll S., Oosterhaven J., Bouwmeester M. 2009.** Towards a global multi-regional environmentally extended input-output database. *Ecological Economics* 68: 1928–1937.
- Turner K., Lenzen M., Wiedmann T., Barrett J. 2007.** Examining the global environmental impact of regional consumption activities – Part 1: A technical note on combining input-output and ecological footprint analysis. *Ecological Economics* 62: 37–44.
- Turner R. K. 1998.** Household metabolism and sustainability. In: Noorman K. J., Uiterkamp T. S. (eds.) *Green households? Domestic consumers, environment and sustainability*. Earthscan, London, pp 1–6.
- TUT 2007.** Energy efficiency policies and measures in Estonia 2006. Evaluation and monitoring of energy efficiency in the new EU member countries and the EU-25. Tallinn University of Technology, Tallinn, 65 p.
- UBA 2007.** Klimaschutz in Deutschland: 40%-Senkung der CO₂-Emissionen bis 2020 gegenüber 1990. *Climate change 05/07*. Umwelt Bundes Amt, 74 S.
- van den Bergh J. 2008.** Environmental regulation of households: An empirical review of economic and psychological factors. *Ecological Economics* 66: 559–574.
- van den Bergh J. 2010.** Relax about GDP growth: implications for climate and crisis policies. *Journal of Cleaner Production* 18: 540–543.

- van den Bergh J., Verbruggen H. 1999.** Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the "ecological footprint". *Ecological Economics* 29: 61–72.
- van Kooten G. C., Bulte E. H. 2000.** The ecological footprint: useful science or politics? *Ecological Economics* 32: 385–389.
- van Vuuren D. P., Smeets E. M. V. 2000.** Ecological footprints of Benin, Bhutan, Costa Rica and the Netherlands. *Ecological Economics* 34: 115–130.
- van Vuuren D. P., Bouwman L. F. 2005.** Exploring past and future changes in the ecological footprint for world regions. *Ecological Economics* 52: 43–62.
- Venetoulis J., Talberth J. 2008.** Refining the ecological footprint. *Environment, Development and Sustainability* 10: 441–469.
- Victor P. A. 2008.** *Managing without growth: "slower by design, not disaster"*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Vitousek P. M., Ehrlich P. R., Ehrlich A. H., Matson P. A. 1986.** Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36: 368–373.
- Wackernagel M., Rees W. E. 1996.** *Our ecological footprint: Reducing human impact on the Earth*. New Society Publishers, 172 p.
- Wackernagel M., Lewan L., Borgström Hansson C. 1999a.** Evaluating the use of natural capital with the ecological footprint. *Ambio* 28(7): 604–612.
- Wackernagel M., Onisto L., Bello P., Linares C. A., Falfán I. S. L., García J. M., Suárez Guerrero A. I., Suárez Guerrero M. G. 1999b.** National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 29: 375–390.
- Wackernagel M., Monfreda C., Schulz N. B., Erb K.-H., Haberl H., Krausmann F. 2004.** Calculating national and global ecological footprint time series: resolving conceptual challenges. *Land Use Policy* 21: 271–278.
- Wackernagel M., Kitzes J., Moran D., Goldfinger S., Thomas M. 2006a.** The Ecological Footprint of cities and regions: comparing resource availability with resource demand. *Environment & Urbanization* 18(1): 103–112.
- Wackernagel M., Moran D., White S., Murray M. 2006b.** Ecological Footprint accounts for advancing sustainability: measuring human demand on nature. In: Lawn P. (ed.) *Sustainable development indicators in ecological economics*. Series: Current issues in ecological economics. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, Northampton, pp 246–267.
- Waggoner P. E., Ausubel J. H. 2002.** A framework for sustainability science: A renovated IPAT identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99(12): 7860–7865.
- Walker L. A. 1995.** The influence of dwelling type and residential density on the appropriated carrying capacity of Canadian households. Master of Science Thesis. The University of British Columbia, 145 pp.
- Warren-Rhodes K., Sadovy Y., Cesar H. 2004.** Marine ecological footprint of the live reef fish food trade. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin* 12: 10–16.
- Watson R., Pauly D. 2001.** Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414: 534–536.
- Wiedmann T. 2009.** A first empirical comparison of energy footprints embodied in trade – MRIO v--ersus PLUM. *Ecological Economics* 68: 1975–1990.
- Wiedmann T., Minx J., Barrett J., Wackernagel M. 2006.** Allocating ecological footprints to final consumption categories with input-output analysis. *Ecological Economics* 56: 28–48.
- Wiedmann T., Lenzen M., Turner B. L., Barrett J. 2007a.** Examining the global environmental impact of regional consumption activities - Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade. *Ecological Economics* 61: 15–26.
- Wiedmann T., Wood R., Barrett J., Lenzen M., Clay R. 2008.** The ecological footprint of consumption in Victoria. Report to Victorian Environment Protection Authority. Stockholm Environmental Institute at the University of York, Centre for Integrated Sustainability Analysis at the University of Sydney, 43 p.
- Wier M., Lenzen M., Munksgaard J., Smed S. 2001.** Effects of household consumption patterns on CO2 requirements. *Economic Systems Research* 13(3): 259–274.
- Wier M., Block Christoffersen L., Jensen T. S., Pedersen O. G., Keiding H., Munksgaard J. 2005.** Evaluating sustainability of household consumption – using DEA to assess environmental performance. *Economic Systems Research* 17(4): 425–447.

- Williams K., Burton E., Jenks M. (eds.) 2000.** Achieving sustainable urban form. E. & F. N. Spon, London.
- Wood R., Garnett S. 2009.** An assessment of environmental sustainability in Northern Australia using the ecological footprint and with reference to Indigenous populations and remoteness. *Ecological Economics* 68: 1375–1384.
- Woodwell G. M., Whittaker R. H. 1968.** Primary production in terrestrial ecosystems. *American Zoologist* 8(1): 19–30.
- WWF, ZSL, GFN 2008.** Living Planet Report 2008. World Wild Fund For Nature, Zoological Society of London, Global Footprint Network, Gland, Switzerland, 45 p.
- York R., Rosa E. A., Dietz T. 2003.** STIRPAT, IPAT and ImPACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts. *Ecological Economics* 46: 351–365.
- Young W., Hwang K., McDonald S., Oates C. 2010.** Sustainable consumption: green consumer behaviour when purchasing products. *Sustainable Development* 18: 20–31.

Muud allikad

- CORINE 2006.** CORINE Land Cover. Eesti maakatte andmebaas.
- GFN 2008.** National Footprint Accounts 2008 edition: Estonia 2005. Global Footprint Network.
- GFN 2009c.** National Footprint Accounts 2009 edition. Ecological footprint and biocapacity, 2006. Global Footprint Network.
- ITK 2008.** Keskkonnainfo. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. <http://www.keskkonnainfo.ee> (17.11.2008).
- SEI 2010.** Säästva arengu sõnaseletusi. Säästva Eesti Instituut, Tallinn. www.seit.ee/sass (15.03.2010).
- Statistikaamet 2006.** Rahvamajanduse arvepidamise sisendväljundraamistiku mõisted ja meetodika. Statistikaamet, Tallinn (viimati uuendatud 29.06.2006). http://pub.stat.ee/px-web.2001/Database/Majandus/15Rahvamajanduse_arvepidamine/08Sisend_valjundraamistik/02Pakumine_ja_kasutamine/RAT001.htm (28.03.2010).
- Statistikaamet 2009b.** Valdkondlikud statistika andmebaasid. <http://www.stat.ee> (14.05.2009).
- Teeregister 2008.** <http://teeregister.riik.ee> (26.11.2008).
- Toitumisprogrammi portaal 2008.** Tervise Arengu Instituut. <http://tai.mulfo.com> (16.12.2008).

Lisa 1. Kooliõpilaste uurimuses kasutatud ökoloogilise jalajälje intensiivsused

Tabel 1. Uurimuses kasutatud ökojalajälje intensiivsused.

Valdkond	Kordaja	Väärtus	Ühik	Allikas
majapidamine	puit	10,4	gha / GWh	(GFN 2008; GEMIS 2009)
majapidamine	maagaas	63,9	gha / GWh	(GFN 2008; GEMIS 2009)
majapidamine	kütteõli	86,6	gha / GWh	(GFN 2008; GEMIS 2009)
majapidamine	kivisüsi	102	gha / GWh	(GFN 2008; GEMIS 2009)
majapidamine	turvas	107	gha / GWh	(Nilsson 2004; GFN 2008)
majapidamine	vedelgaas	61,3	gha / GWh	(EIA 2007; GFN 2008)
majapidamine	kaugküte	71,5	gha / GWh	(Nilsson 2004; Arro <i>et al.</i> 2006; EIA 2007; GFN 2008; GEMIS 2009; Statistikaamet 2009)
majapidamine	elekter	299	gha / GWh	(Arro <i>et al.</i> 2006; GFN 2008)
majapidamine	külm vesi	0,00008	gha / m ³ külma vett	(Chambers <i>et al.</i> 2004: 98)
transport	buss	0,01581	gha / 1000 reisija-km	(EPA 2005; GFN 2008; Metsvahi 2008; Teeregister 2008; Statistikaamet 2009)
transport	rong	0,01019	gha / 1000 reisija-km	(AS Edelaraudtee 2008; GFN 2008; Statistikaamet 2009)
transport	auto_maa	0,00001118	gha / auto-km	(GFN 2008; Metsvahi 2008; Teeregister 2008; Statistikaamet 2009)
transport	auto_kütus	0,00101	gha / l kütust	(Chambers <i>et al.</i> 2004: 86; EPA 2005; GFN 2008)
transport	lendamine	0,05625	gha / h	(Chambers <i>et al.</i> 2004: 86)
toitumine	leib	0,00004307	gha / portsjon	(EE 1990; Oll 1993; EE 1995; Viru 2002; Tikk <i>et al.</i> 2007; Aaviksoo E. (koostaja) 2008; EKI 2008; FAO 2008; GFN 2008; PIKK 2008; Terviseinfo.ee 2008; Toitumisprogrammi portaal 2008; Statistikaamet 2009)
toitumine	teravili	0,00002551	gha / portsjon	
toitumine	riis	0,00001806	gha / portsjon	
toitumine	kartul	0,00001597	gha / portsjon	
toitumine	köögivili	0,00001681	gha / portsjon	
toitumine	puuvili	0,00002387	gha / portsjon	
toitumine	piim	0,0001698	gha / portsjon	
toitumine	liha	0,0001620	gha / portsjon	
toitumine	muna	0,00009263	gha / portsjon	

Valdkond	Kordaja	Väärtus	Ühik	Allikas
toitumine	kala	0,0001170	gha / portsjon	
toitumine	magus	0,00007723	gha / portsjon	
toitumine	kohv	0,00003318	gha / portsjon	
toitumine	mullivesi	0,00001763	gha / portsjon	
toitumine	mahl	0,00003694	gha / portsjon	
toitumine	limonaad	0,00002548	gha / portsjon	
toitumine	õlu	0,00007452	gha / portsjon	
toitumine	vein	0,00005340	gha / portsjon	
toitumine	viin	0,00002626	gha / portsjon	
kaubad-teenused	riided	0,00004737	gha / kr	
kaubad-teenused	paber	0,00004145	gha / kr	
kaubad-teenused	tubakas	0,00005575	gha / kr	
kaubad-teenused	auto	0,23202	gha / tk a	
kaubad-teenused	muud kaubad	0,00003976	gha / kr	
kaubad-teenused	teenused	0,00001075	gha / kr	
kaubad-teenused	olmeprügi	0,00002955	gha / kr	(CORINE 2006; GFN 2008; ITK 2008; Tallinna Linnavalitsus 2008; OICA 2009; Statistikaamet 2009)
kaubad-teenused	valitsuskulud	0,14937	gha / in a	
	ekvivalentsusk. (põld)	2,6441	gha / ha	(GFN 2008)
	tootlikkusk. (põld)	1,0062	-	(GFN 2008)

Allikmaterjalide nimistu

- Aaviksoo E. (koostaja) 2008.** Lapse toitumine ja kehakaal. OÜ Lege Artis, 17 lk.
- Arro H., Prikk A., Pihu T. 2006.** Calculation of CO₂ emission from CFB boilers of oil shale power plants. Oil Shale 23(4): 356–365.
- Chambers N., Simmons C., Wackernagel M. 2004.** Sharing nature's interest: Ecological footprints as an indicator of sustainability. Earthscan, 199 p.
- EE 1990.** Eesti Entsüklopeedia, 5. köide. Märksõna „lambakasvatus“. Tallinn, lk 390–391.
- EE 1995.** Eesti Entsüklopeedia, 8. köide. Märksõna „seakasvatus“. Tallinn, lk 410–411.
- EIA 2007.** Instructions for Form EIA-1605. Voluntary reporting of greenhouse gases. U.S. Department of Energy, Energy Information Administration, 168 p.
- EKI 2008.** Elanike toidukaupade ostueelistused. Eesti Konjunktuuriinstituut, Tallinn, 243 lk.
- EPA 2005.** Emission Facts. Average carbon dioxide emissions resulting from gasoline and diesel fuel. United States Environmental Protection Agency, Office of Transportation and Air Quality, 3 p.
- Metsvahi T. 2008.** Autopargi läbisõit Eestis 2007. aastal. Vahearuanne. TTÜ Teedeinstituut, Tallinn, 94 lk.
- Nilsson K. 2004.** The carbon dioxide emission factor for combustion of Swedish peat. IVL Swedish Environmental Research Institute, 24 p.
- Oil Ü. 1993.** Söödad. Valgus, Tallinn, 151 lk.

Tallinna Linnavalitsus 2008. Tallinn arvudes 2007. Tallinna Linnavalitsus, Tallinn, 138 lk.
Tikk H., Tikk V., Piirsalu M., Hämmal J. 2007. Linnukasvatus I. Üldosa: Munakana- ja kanabroilerikasvatus. OÜ Tartumaa Trükikoda, Tartu, 168 lk.
Viru A. M. 2002. Alkohol ja tervis. Raamatus: Viru A. M., Volver A. (toim) Teadusvaade alkoholile. Eesti Karskusliidu Karskusühendus AVE, TÜ Kirjastus, Tartu, lk 9–83.

Muud allikad

AS Edelaraudtee 2008. Päringu vastus e-posti teel. <http://www.edel.ee> (16.12.2008).
CORINE 2006. CORINE Land Cover. Eesti maakatte andmebaas.
FAO 2008. FAOSTAT, Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org> (8.12.2008).
GEMIS 2009. Global Emission Model for Integrated Systems ver 4.5. <http://www.oeko.de/service/gemis/en/download.htm> (12.01.2009).
GFN 2008. National Footprint Accounts 2008 edition: Estonia 2005. Global Footprint Network.
ITK 2008. Keskkonnainfo. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. <http://www.keskkonnainfo.ee> (17.11.2008).
OICA 2009. International Organization of Motor Vehicle Manufacturers. <http://oica.net> (14.01.2009).
PIKK 2008. Maamajandusteabe portaal PIKK. Eesti Põllu- ja Maamajanduse Nõuandeteenistus. <http://www.pikk.ee> (23.08.2008).
Statistikaamet 2009b. Valdkondlikud statistika andmebaasid. <http://www.stat.ee> (14.05.2009).
Teeregister 2008. <http://teeregister.riik.ee> (26.11.2008).
Terviseinfo.ee 2008. Terviseinfo.ee portaal. Tervise Arengu Instituut. <http://www.terviseinfo.ee> (oktoober 2008).
Toitumisprogrammi portaal 2008. Tervise Arengu Instituut. <http://tai.mulfo.com> (16.12.2008).

Lisa 2. Ökoloogilise jalajälje kalkulaatori küsimustik

Ökoloogilise jalajälje kalkulaator asub veebikeskkonnas aadressil <http://www.ut.ee/mobility/jalajalg>. Küsimustik on jaotatud viieks temaatiliseks plokiks, mis on järgnevad:

- elukoht (E),
- transport (T),
- toitumine (S),
- kaupade ja teenuste tarbimine (K)
- üldküsimused (Ü).

Kõikidele küsimustele peab andma vastuse, kas valides sobiva variandi rippmenüüst või sisestades õige väärtuse ise.

Elukoht

Küsimused sinu kodu kohta.

E1. Mitu inimest elab sinu peres?

E2. Millises majas sa elad?

- Ühepereelamus
- Paarismajas
- Ridaelamus
- Alla 5 korteriga elamus
- 5–9 korteriga elamus
- 10 ja enama korteriga elamus

E3. Mis tüüpi majas sa elad, arvestades põhilist ehitusmaterjali?

- Palkmajas
- Savi- või põhumajas
- Muus puitkarkassmajas
- Kivimajas (nt telliskivist või plokkidest)
- Paneelmajas
- Betoonmajas

E4. Mis aastal sinu kodumaja valmis?

Vastaja peab valima rippmenüüst sobiva vastuse. Alampiiriks on seatud 1850.

E5. Kui suur on sinu kodu elamispiind?

Vastaja peab sisestama oma pere eluruumi suuruse ruutmeetrites (m²).

E6. Kui elad ühepereelamus, paarismajas või ridaelamus, siis kui suur on sinu pere kasutuses olev krunt/õueala? Arvesta vaid elumaja ümbruses olevat õueala, mitte kogu talumaad! Õueala sisse arvesta ka hoone enda pindala!

Vastaja peab sisestama oma kodu õueala suuruse täisarvuna ruutmeetrites. Vastusele on seatud ülempiir 10 000 m².

E7. Kas sinu kodu on ühendatud tsentraalsesse linna või valla veevõrku?

E8. Kas sinu kodu on ühendatud tsentraalsesse linna või valla kanalisatsioonivõrku?

- Jah
- Ei

E9. Kui palju kulub sinu peres ühes kuus vett? Sooja vee kulu märgi eraldi juhul, kui tead seda veemõõtja alusel, muul juhul märgi kogu kasutatud vee hulk külma vee alla!

Vastajalt oodatakse kas kogu ühe kuu veekulu sisestamist kuupmeetrites (m³, sisestada saab kümnendiku täpsusega) külma vee all või eristatuna külma ja sooja vee vahel, kui ta seda veemõõtja alusel teab.

E10. Milline vastusevariant iseloomustab sinu veetarbimise harjumust kõige paremini?

- Toome tarbevett käsitsi kaevust.
- Ma ei jäta vett kunagi niisama voolama.
- Kasutan vett üsna mõistlikult, kuid väga palju ei mõtle vee kokkuhoiu peale.
- Duši all olles lasen veel pidevalt voolata.

E11. Kuidas saadakse sinu peres sooja vett?

- Tsentraalsest veevõrgust
- Elektriboileriga
- Maaküttega
- Pliidi peal soojendades
- Muu majasisese küttesüsteemi abil

E12. Kui suur on sinu pere kuu keskmine elektritarve? Kui te kasutate hooajaliselt rohkem elektrit, näiteks elektrikütte puhul, siis püüa arvestada kuu keskmist terve aasta elektritarbe alusel!

Vastaja peab sisestama oma pere ühekuise elektritarbe täisarvuna kWh-des. Vastusele on seatud ülempiir 10 000 kWh/kuus.

E13. Kui palju kütet kulub liigiti sinu peres ühes aastas kütmiseks, vee soojendamiseks ja toidu valmistamiseks?

Vastaja peab märkima linnukesega, milliseid kütteallikaid tema kodus kasutatakse, ning valima sobiva küttekulu variandi rippmenüüst.

- Kaugküte (kas kroonides või kWh-des)
- Elektriküte
- Maaküte
- Öhkküte
- Küttepuud (ruummeetrites)
- Puidupelletid-graanulid, hakkpuit, puidujäätmed (tonnides)
- Maagaas (1000 m³)
- Kütteõli (1000 l)
- Kivisüsi (tonnides)
- Freesturvas, tükksturvas (tonnides)
- Turbabrikett (tonnides)
- Vedelgaas (kilogrammides)
- Muu (kirjuta!)

Transport

Küsimused, mis puudutavad transporti, mida kasutad.

T1. Kui mitu kilomeetrit sõidad sa igal nädalal bussi, trammi või trolliga? Liida kokku oma igapäevased ja pikemad sõidud!

Vastaja peab sisestama nädalase kilometraaži täisarvudes. Vastusele on seatud ülempiir 2000 km.

T2. Kui mitu kilomeetrit sõidad sa igal nädalal rongiga? Liida kokku oma igapäevased ja pikemad sõidud!

Vastaja peab sisestama nädalase kilometraaži täisarvudes. Vastusele on seatud ülempiir 2000 km.

T3. Kui mitu kilomeetrit sõidad sa igal nädalal autoga, nii juhi kui ka kaasreisijana? Liida kokku oma igapäevased ja pikemad sõidud ning arvesta ka taksosõitu!

Vastaja peab sisestama nädalase kilometraaži täisarvudes. Vastusele on seatud ülempiir 2000 km.

T4. Kui mitu liitrit kütust võtab teie pere auto 100 km kohta?

Vastaja peab valima rippmenüüst sobiva arvu või vastuse „Meie peres ei ole autot“. Vastata saab vaid siis, kui eelnevalt on sisestatud nädalane auto reisirajakilomeetrite arv.

T5. Mitmekesi te tüüpiliselt autos sõidate?

Vastaja peab valima rippmenüüst sobiva inimeste arvu ühest üheksani. Vastata saab vaid siis, kui eelnevalt on sisestatud nädalane auto reisirajakilomeetrite arv.

T6. Kui mitu tundi sõidad sa aastas lennukiga?

Vastaja peab valima rippmenüüst sobiva variandi.

Söök ja jook

Sinu söömisharjumusi puudutavad küsimused.

S1-1. Kui sageli sa sööd leiba-saia?

S1-2. Kui suur osa leiva-saiatoodetest sinu söögilaua on pärit kodusest majapidamisest?

S2. Kui sageli sa sööd teisi teraviljatooteid, st putrusid, müsli, hommikuhelbeid, makarone ja muid pastatooteid?

S3-1. Kui sageli sa sööd kartulit?

S3-2. Kui suur osa kartulist sinu söögilaua on pärit kodusest majapidamisest?

S4-1. Kui sageli sa sööd teisi juur- ja köögivilju?

S4-2. Kui suur osa köögiviljadest sinu söögilaua on pärit kodusest majapidamisest?

S5-1. Kui sageli sa sööd puuvilju?

S5-2. Kui suur osa puuviljadest sinu söögilaua on pärit kodusest majapidamisest?

S6-1. Kui sageli sa jood piima ja sööd piimatoteid?

S6-2. Kui suur osa piimast ja piimatoodetest sinu söögilaua on pärit kodusest majapidamisest?

S7-1. Kui sageli sa sööd liha ja lihatooteid?

S7-2. Kui suur osa lihast ja lihatoodetest sinu söögilaua on pärit kodusest majapidamisest?

S8. Kui sageli sa sööd kala ja kalatooteid?

S9-1. Kui sageli sa sööd muna?

S9-2. Kui suur osa munast sinu söögilaua on pärit kodusest majapidamisest?

S10. Kui sageli sa sööd maiustusi, nt kommi, šokolaadi, torti, kooki, saiakesi?

Söömise sageduse küsimuste korral peab vastaja valima rippmenüüst sobiva variandi.

- Mitmel toidukorral päevas
- Ühel toidukorral päevas
- Mõnel toidukorral nädalas
- Ühel toidukorral nädalas
- Harvem
- Ei söö üldse

Toiduainete päritolu küsimuste korral peab vastaja valima rippmenüüst sobiva variandi.

- 0%
- 10%
- 25%
- 50%
- 75%
- 100%

S18. Kui suur osa toidust, mida sa igapäevaselt sööd, on mahetoit? Mahetoit tähendab, et toiduainete ja loomasööda kasvatamisel ei ole kasutatud kunstväetisi ega taimekaitsevahendeid. Mahetoit on reeglina ka nõnda märgistatud, kui see just ei pärine sinu oma koduaiast!

- 0%
- 10%
- 25%
- 50%
- 75%
- 100%

S19. Kui palju toitu jääb söömata ja tuleb ära visata?

- 0%
- 5%
- 10%
- 20%
- 30%
- 40%

S20. Kui suur osa sinu tarbitud söökidest ja mittealkohoolsetest jookidest on pärit välismaalt? Nendeks võivad olla näiteks Leedu juust, Soome nisujahu, Hispaania viinamarjad, Ungari konservhernes, Belgia šokolaad, Brasiilia kohv, India tee või Gruusia mineraalvesi. Osakaal püüa arvestada toidule ja joogile kulutatud raha alusel!

- 0%
- 10%
- 20%
- 30%
- 40%
- 50%
- 60%
- 70%
- 80%
- 90%
- 100%

S21. Kui sageli sa jood teed, kohvi või kakaod?

S22. Kui sageli sa jood mahla, nektarit või mahlajooki-morssi?

S23. Kui sageli sa jood karastusjooke ja energijooke?

S24. Kui sageli sa jood pudelivett?

- Mitu korda päevas
- Üks kord päevas
- Mõnel korral nädalas
- Üks kord nädalas
- Harvem
- Ei joo üldse

S25. Kui sageli sa jood lahjasid alkohoolseid jooke, nt õlu, siidrit, *coolerit*, *gin long drinki* vms? Üks portsjon on 0,33 l lahjat alkohoolset jooki!

S26. Kui sageli sa jood veini või vahuveini? Üks portsjon on üks pokaal ehk 12 cl veini!

S27. Kui sageli sa jood kangeid alkohoolseid jooke, nt viina, viskit, brändit, vms? Üks portsjon on pool pitsi ehk 20–25 ml kanget alkoholi!

- Keskmiselt üks portsjon päevas
- Keskmiselt mõni portsjon nädalas
- Keskmiselt üks portsjon nädalas
- Keskmiselt üks portsjon kuus
- Harvem
- Ei joo üldse

Kaupade ja teenuste tarbimine

Küsimused, mis puudutavad sinu tarbimisharjumusi.

K1. Kui suure summa eest ostsid sa möödunud kuu jooksul järgnevaid kaupu? Kui olete mõne asja ostnud tervele perele, siis arvuta kulu ühe pereliikme kohta!

K1-1. Riided, kangad, jalanõud

- < 250 kr
- 250–500 kr
- 500–1000 kr
- 1000–2000 kr
- 2000–4000
- > 4000 kr

K1-2. Paberitooted, nt raamatud, ajalehed, majapidamis- ja WC-paber

- < 250 kr
- 250–500 kr
- 500–1000 kr
- 1000–2000 kr
- > 2000 kr

K1-3. Tubakatooted

- 0
- < 500 kr
- 500–1000 kr
- >1000 kr

K1-4. Muud kaubad, nt erinevad kodu- ja apteegikaubad, elektroonikaseadmed

- < 500 kr
- 500–1000 kr
- 1000–2000 kr
- 2000–4000
- > 4000 kr

K2. Kui palju sa tasusid möödunud kuu jooksul erasektori teenuste eest? Erasektori teenuste eest tasumise alla arvesta näiteks spordiklubide ja ujulate külastatusad, kultuuriürituste piletihinnad, majutuse hinnad, reisifirmade teenustasud, panga teenustasud, laenu- ja liisinguintressid, autokindlustus, kodukindlustus, tasu erameditsiini teenuste eest jne. Vasta ainult enda kulutuste kohta, seega need kulutused, mis on tehtud ühiselt, jaga inimeste arvuga!

- < 500 kr
- 500–1000 kr
- 1000–2000 kr
- 2000–4000
- 4000–6000 kr
- 6000–10000 kr
- > 10000 kr

K3. Kui palju tasub teie pere igas kuus prügiveo ja prügikäitluse eest?

- < 50 kr
- 50–100 kr
- 100–250 kr
- > 250 kr

K4. Kui palju tekkivatest jäätmetest sa sorteerid ja saadad taaskasutusse?

K4-1. Vanapaber

K4-2. Plast- ja klaaspakendid

K4-3. Riided

K4-4. Ohtlikud jäätmed ja vanad elektriseadmed, nt patareid, akud, ravimid, värvid, arvuti

- 0%
- 10%
- 20%
- 30%
- 40%
- 50%
- 60%
- 70%
- 80%
- 90%
- 100%

K5. Lisaks jaguneb kõigi Eesti elanike vahel Eesti riigi valitsemissektori energia- ja maakasutuse jalajalg 0,15 gha / in a, mis ongi erinevate teenuste kaudu suunatud elanikkonnale. Lisaks riigi ja omavalitsuste üldisele toimimisele hõlmab see jalajälje osis selliseid teenuseid nagu arstiabi, sotsiaalhoolekand, hariduse andmine koolides jm.

Siin ei saa vastaja vastust anda!

Osale uurimuses! (Üldküsimused)

Lisaküsimused kooliõpilaste uurimuses osalejatele. Tavakasutuses on kalkulaatoris veidi enam üldküsimusi neile, kes soovivad osaleda uurimuses ja salvestavad vastused andmebaasi (nt tegevusvaldkonna või haridustaseme kohta).

Ü1. Mis soost sa oled?

Ü2. Mis aastal sa sündisid?

Ü3. Mis rahvusest sa oled?

Ü4. Mis on sinu perekonnaseis?

Ü5. Kus sa elad?

Vastaja peab valima rippmenüüst sobiva maakonna ja seejärel omavalitsuse või Tallinna linnaosa.

Ü6. Mis tüüpi asumis sa elad?

Vastaja peab valima rippmenüüst sobiva variandi.

- Linnas, alevis
- Alevikus, endises kolhoosi-sovhoosi keskuses
- Uusasumis
- Suvilapiirkonnas
- Hajaasustuspiirkonnas

Ü7. Kui kaugel asub sinu kodust sinu kool või töökoht?

- 0–1 km
- 1–2 km
- 2–3 km
- 3–5 km
- 5–7 km
- 7–10 km
- 10–15 km
- 15–20 km
- 20–30 km
- 30–50 km

- 50–100 km
- 100–150 km
- 150–200 km
- > 200 km

Ü8. Kui kaugel asub sinu kodust lähim ühistranspordipeatus?

- 0–500 m
- 500–1000 m
- 1–2 km
- 2–3 km
- 3–4 km
- 4–5 km
- 5–7 km
- 7–10 km
- > 10 km

Ü9. Kui kaugel asub sinu kodust lähim toidupood?

Ü10. Kui kaugel asub sinu kodust kohalik linna- või vallavalitsus?

- 0–1 km
- 1–2 km
- 2–3 km
- 3–5 km
- 5–7 km
- 7–10 km
- >10 km

Ü11. Mis on sinu pere netosissetulek ühe inimese kohta kuus? Liida kokku kõigi pereliikmete kättesaadud sissetulekud (st maksud maha arvestatud; sisse arvatud ka kõik laste- jm toetused, pensionid ja rahalised hüvitised, omanditulu jne) ja jaga saadud summa pereliikmete arvuga!

- < 4000 kr
- 4000–6000 kr
- 6000–8000 kr
- 8000–10000 kr
- 10000–12000 kr
- 12000–14000 kr
- 14000–16000 kr
- 16000–18000 kr
- 18000–20000 kr
- 20000–25000 kr
- >25000 kr
- Ei soovi vastata