



Marika Niemelä

LOOMAD RANDA – JAH VÕI EI?

Rannakarjamaade säästva kasutamise juhend



Marika Niemelä

LOOMAD RANDA - JAH VÕI EI?

.....
Rannakarjamaade säästva kasutamise
juhend

Dr. Marika Niemelä, research fellow from MTT Agrifood Research Finland, is the main author of this publication. Chapter “Grazing in Raisionlahti” is written by Mika Orjala from the Centre for Economic Development, Transport and the Environment (CEDTE) for Southwest Finland.

The following editorial board has contributed to the compilation of this publication:

Eija Hagelberg (JÄRKI project, Baltic Sea Action Group)
Kimmo Härjämäki (Nature and Game Management Trust Finland)
Iiro Ikonen (Centre for Economic Development, Transport and the Environment)
Eriika Lundström (TEHO Plus project, Centre for Economic Development, Transport and the Environment)
Mika Orjala (Natureship project, Centre for Economic Development, Transport and the Environment)
Annastina Sarlin (Natureship project, Centre for Economic Development, Transport and the Environment)
Kaisa Tolonen (JÄRKI project, Nature and Game Management Trust Finland)

We acknowledge all experts of CEDTEs, Metsähallitus, MTT Agrifood Research Finland and the Finnish Environment Institute (SYKE) for their valuable comments.

Sources used in this publication have been marked with reference numbers in the text. References can be found from the Bibliography section.

ISBN 978-952-257- 631-6 (print)
ISBN 978-952-257-632-3 (pdf)
URN URN:ISBN:978-952-257-632-3

Kohandanud: Peeter Vissak
Kaanepilt: Eija Hagelberg
Illustratsioonid: Arttu Laakkonen
Sisekõlgede kujundus: Päivi Lehtinen & Mika Orjala
Kaanekujundus: Ulriikka Lipasti
Trükk: Kopijyvä Oy, Jyväskylä 2013

Sisukord

Eessõna.....	5
Kasu ja rõõm rannaniitude kasutamisest.....	6
Mis on rannakarjamaade säästev kasutamine?	8
Rannakarjamaade säästva kasutamise kasulikkus keskkonnale	12
Eutrofeerumine – toitained maalt, merelt ja õhust.....	16
Toitainete vood rannakarjamaadel.....	19
Rannakarjamaade kasutamise kavandamine	24
Näidisobjekt Raisonlahti	26
Kirjandus.....	27



Eessõna

Käesolev trükis on koostatud projekti „NATURESHIP” raames. Projekti koordineerijaks oli Edela-Soome majandusarengu-, transpordi- ja keskkonnakaitse keskus (Varshinai-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus – ELY-keskus). Projekt kestis ajavahemikus oktoobrist 2009. a. kuni 2013. a. jaanuarini. Projekti tegevustes osales 11 partnerit: ELY-keskus, Turu Ülikooli Geograafia ja Geoloogia Instituut, Metsahällitus (Soome riiklik metsade majandamise keskus), Hamina-, Raisio- ja Salo linnavalitsused ja Vihti kohalik omavalitus Soomes, Norrtälje Looduskaitse Ühendus ning Gotlandi Maakonnavalitsus Rootsis ja Keskkonnaamet ning Tartu Ülikooli Pärnu kolledž Eestist. Natureship projekti rahastati EL Interreg IV A programmi Kesk-Läänemere alamprogrammist.

Projekti üldeesmärgiks oli edendada koostööd keskkonnakorralduse-, loodus- ja veekaitse valdkondades Soomes, Rootsis ja Eestis. Projekti ülesandeks oli välja töötada rannikualade kasutuse kavad, mis oleks kooskõlas säästliku arengu põhimõtetega. Selleks püüti kõikide partnerite kaasamisel leida parimad ja kuluefektiivseimad võimalused veekaitse ning elurikkuse säilitamisega seotud küsimuste lahendamiseks. Projekti vältel testisid Soome- Eesti- ja Rootsi partnerid erinevaid rannikupiirkondade planeerimise meetodeid, kombineerides selleks

kaasaegseid geoinformaatilisi (GIS) andmeid projekti käigus koostatud ja digitaliseeritud ajalooliste materjalidega. Testiti uuenduslikke loodukaitse väärtusega elupaikade majandamise meetodeid ja koostati selle põhjal hooldamissoovitusi. Uuriti traditsioonilisi pärandkooslusi ja nendega seotud võtmeliike. Lisaks eelloetletule hinnati projekti käigus rannikupiirkondade ökosüsteemide teenuseid, st. neid materiaalseid ja mittemateriaalseid väärtusi ning hüvesid, mida pakuvad inimesele looduslikud ökosüsteemid.

Projekti peamiseks väljundiks on nn looduse raamatukogu, mis koondab projekti olulisemaid tulemusi kajastavad kuus trükist ühtseks temaatiliseks tervikuks. Kõik vastavad trükised on leitavad ja alla laetavad elektrooniliselt ka projekti koduleheküljelt: www.ymparisto.fi/natureship.

Turus 14.5.2012

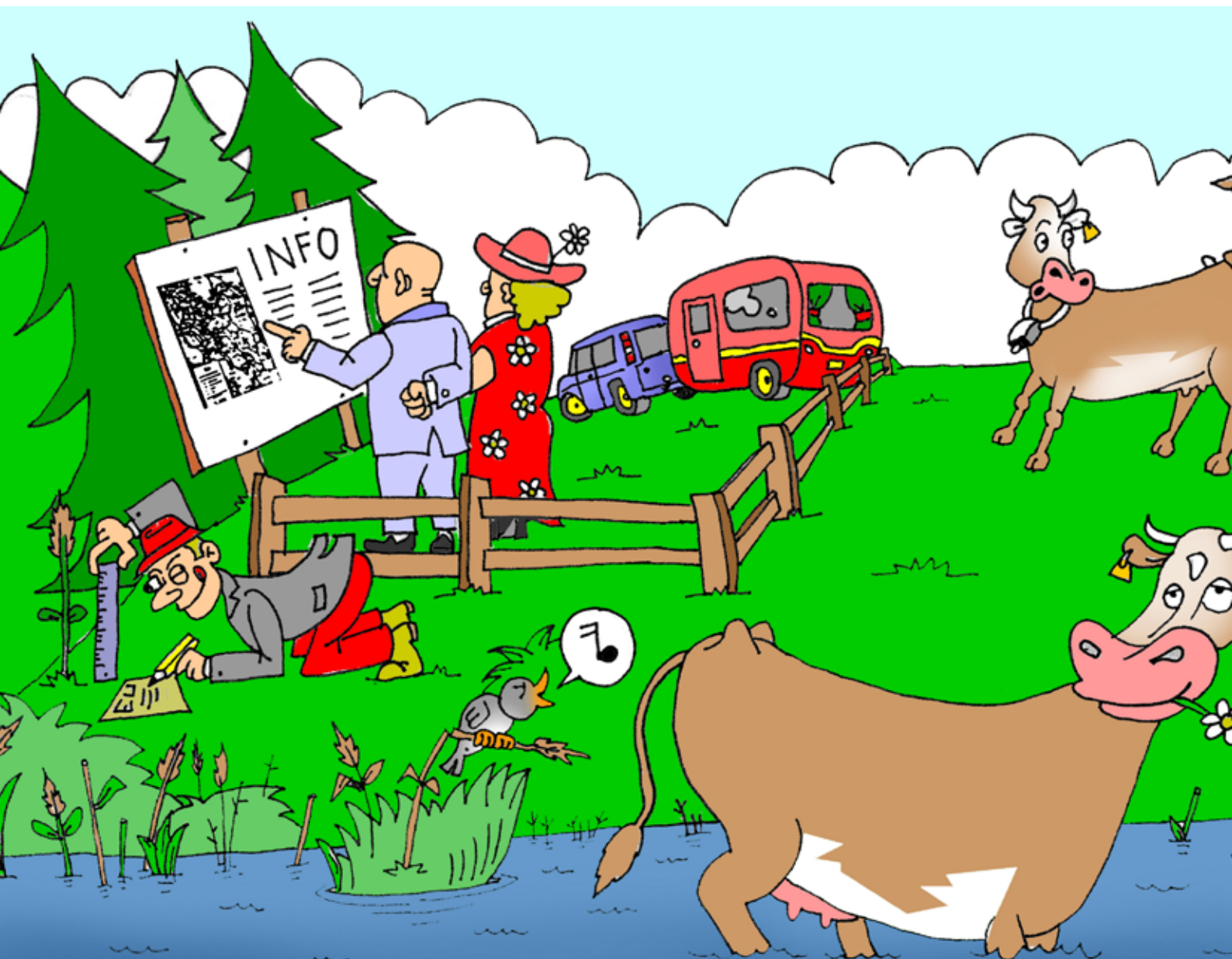
Mika Orjala ja Annastina Sarlin
Natureship-projekti koordinaatorid

Kasu ja rõõm rannaniitude kasutamisest



Rannakarjamaade kasutamine võib inimestele meeldida või mitte meeldida. Mõnele rannaasukale, suvilaomanikule või juhuslikule puhkajale on koduloomad karjamaal harjumatu pilt. Randade kasutamine karjamaana tekitab küsimusi ja võib isegi ärritada, kui mõeldakse, millist mõju see avaldab veekogule. Ka loomakasvatajatele tekitab rannaniitude kasutamine karjamaana küsimusi: kas looduslike karjamaade napist toidust piisab loomadele kasvamiseks ning kas loomad püsivad karjamaal. Rannakarjamaade kasutamise mõju on positiivne ning vee kvaliteedi osas ei ole Eesti tingimustes üldiselt probleeme täheldatud.

Rannaalade kasutamine karjamaadena vähenes²⁰. sajandi lõpupoole oluliselt⁷⁷. Mereäärseid rannaniite loetakse tänapäeval väga ohustatud looduslikeks elupaikadeks⁶⁸. Avatud rannaäärseid niitusid on järjest enam hakanud piirama ja vallutama roostikud, mis levivad kiiresti hooldamata aladele. Soome rannikualal tervikuna on mereäärseid rannaniitusid järel veel hinnanguliselt 4200 hektarit ehk umbes 10% võrreldes 1950ndate aastate pindalaga⁶⁸. Olukord on sarnane ka Eestis ja Rootsis. Väärtuslikke rannaniitusid on Eestis 5100 ja Rootsis 8000 hektarit²⁰. Ka siseveekogude äärseid niitusid loetakse ohustatud elupaikadeks.



Toitainekoormuse kogust rannaniitude kasutamisel karjamaana võib olla raske tajuda. Eestis on umbes 30% pindalast põllumajandusmaa. Suurema osa põllumajandusmaast moodustab põld, poollooduslikke kooslusi on umbes 30 000 hektarit.

Pärast aastakümneid kestnud pausi on rannaniitude kasutamine karjamaana hakanud õnneks taastuma. Rannaniitude taimestiku ja muude elusorganismide taastumine võib kesta väga kaua, isegi aastakümneid. Kuid paljudes kohtades on hooldus andnud juba häid tulemusi¹⁸.

Põlde väetatakse mineraalväetiste või sõnnikuga, kuid looduslikel karjamaadel lisatoitaineid ei kasutata. Suvilarannas võib üksik sõnnikuhunnik olla toitainekoormuse kõige nähtavam osa. Tervikut silmas pidades on olukord tavaliselt erinev: suurem osa toitainekoormusest tuleb sageli "nähtamatu koormusena" mööda jõge ülesvoolu olevalt valgalalt. Rannakarjamaade säästev kasutamine on kasulik keskkonnale ja selle tulemus rõõmustab elanikke kauni looduse näol. Lisaks saab rannas karjatatavatel loomadelt keskkonnasõbralikke toiduaineid, nii muutub muidu kasutuskõlbmatu taimestik lihaks ja piimatoodeteks.

Tervitagem siis rõõmuga rannaniitudel karjatatavaid loomi!

Pärandkoosluste pindala oli Eestis suurim 19. sajandi lõpul ja 20. sajandi algul, mil see ulatus 1,8 miljoni hektarini (rohkem kui pool põllumajandusmaast ja umbes 40 protsenti Eesti pindalast). Tavaliselt väikese saagikuse ja heinapuuduse tõttu niideti tol ajal kõiki selleks vähegi sobivaid maalappe, sealhulgas ka madalsoid, soostunud niite ja öötsikuid.

Pärandkoosluste pindala hakkas aeglaselt vähenema 20. sajandi esimesel poolel seoses niitude ülesharimise ja kultuuristamisega, sest senine ekstensiivne maakasutus tavaliselt enam maaomanikku ei rahuldanud. Oluliselt vähenes niitude pindala pärast II maailmasõda, mil sõjategevuse tõttu vähenes loomapidamine.

1940ndate lõpust algas kollektiviseerimine, mille käigus maa ja loomad ühistati, kolhoosnikud võisid eravalduses pidada väheseid loomi ja seetõttu vähenes ka vajadus heina teha. Ühismajandites kadus huvi väiksemaid niidualasid ja puisniite niita, kuna heina oli vaja rohkesti ja võimalikult vähesel tööga. Peamine niitude, eriti aga puisniitude vähenemise põhjus oli käsitsitööst loobumine.



Mis on rannakarjamaade säästev kasutamine?

Ühised mängureglid

Rannakarjamaade säästva kasutamise korral peab karjamaa kasutaja järgima teatud reegleid, seda eriti juhul, kui piirkonnale taotletakse spetsiaalset põllumajandusliku keskkonnatoetust. Karjatamishooaeg kestab reeglina maist oktoobrini. Tähtajad määratakse kindlaks Keskkonnaministri määrusega. Looduslikel rohumaadel ja looduskaitse all oleval loodusobjektidel on niitmise/karjatamise ja niite koristamise tähtaeg 20. august. Poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse taotlemise korral on rohumaa niitmise, niite koristamise või loomade karjatamise tähtaeg 1. oktoober. **Loomade hulk** ja karjatamisperioodi pikkus määratakse selliselt, et taimestikust piisaks loomade toiduks ja niitu hooldataks vastavalt seatud eesmärgile.

Piirkondades, kus on arvukalt väärtuslikke **rannalinde**, tuleks karjatamist alustada alles pärast lindude pesitsusaja lõppu⁴⁶. Üheks võimaluseks on kasutada karjamaad koplitena. Sel juhul piiratakse karjatamise aega looduslike elupaikade/liigistiku suhtes tundlikes piirkondades. Elupaikadest on näiteks nurmedel, nõmmedel ja luidetel oht vaesuda ja kinni kasvada, sest kuivemate ja muust ümbrusest kõrgemal asetsevatena on need karjale meel-

divateks puhkekohtadeks. Koplite kaupa karjatades kasutab kari niidu taimestikku ka säästlikumalt.

Kariloomade heaolu eest hoolitsemine on oluline nii majanduslikult kui keskkonnanahoiu seisukohalt. Loomkoormuse ja karjamaapäevade arv tuleb viia vastavusse karjamaa tootlikkusega. Liiga madala loomkoormuse korral (alakarjatamine) väheneb taimestiku toiteväärtus kiiresti ja saak võib jääda olulises osas kasutamata. Sel juhul ei ole hooldamine piisavalt tõhus ka madalat taimkatet vajavate liikide seisukohalt. Liiga kõrge loomkoormuse korral lõpeb toit enneaegselt, loomade seisukord halveneb ning kasv aeglustub. Tagajärjeks võib olla taimkatte hõrenemine, mis suurendab ohtu pinnasest välja uhtuda nii mineraale kui toitaineid.

Ka loomade valik (liik, tõug, tootmisprotsessi etapp) võib oluliselt mõjutada loomade heaolu ja karjamaa hooldamise tulemust. Loomaliikidest sobivad rannaniitudele kõige paremini veised, kes toituvad meelsasti ka veepiiril, erinevalt kuivemaid alasid armastavatest lammastest ja hobustest^{47,54}. Vähese tootlikkusega looduslike karjamaade saagikusega tulevad kõige paremini toime

Poollooduslike koosluste all mõistetakse traditsioonilises karjakasvatuses kasutusel olnud, niitmise ja karjatamise teel avardatud looduslikke heinamaid (nt rannaniidud) ning puistuid (nt koplid ja metsakarjamaad), mille taimestik ja muud elustikurühmad on kujunenud liigirikaks ilma maaviljeluse ja väetamise mitmekesisust vähendava mõjuta.

Vastavalt Soome ranna- ja kaldakaitse seadusele on karjatamine keelatud ainult siseveekogude veekaitsevööndis puittaimestikuga alal. Mujal on keelatud majandustegevus, välja arvatud karjatamine, niitmine ja roo lõikamine. **Märjalade** hulka kuuluvad definitsiooni järgi muu hulgas ka kunstlikud või looduslikud väikeveekogud koos üleujutatavate ranna- ja kaldaaladega, mida võib hooldada karjatamise, heina niitmise ja roo lõikamisega.

Loe lisaks:

Eestis on ilmunud trükis "Poollooduslikud kooslused. Kaitse ja hooldus" (Tiina Talvi ja Tõnu Talvi, 2012). Poollooduslike koosluste hoolduskavad

(<http://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakaitse/looduskaitse-3/pool-looduslikud-kooslused-2/>)



väikese tootmispotentsiaaliga loomad, kelle nõuded ellujäämiseks vajaliku energia suhtes on väikesed^{23,38}. Näiteks keskmist kasvu lihavesetõud hereford ja aberdeen angus ning maatõugu veised sobivad looduslikele karjamaadele suurekasvulistest tõugudest paremini. Ühtlasi tallavad kergemad loomad rannaniitude niisket maapinda vähem.

Pärandelupaikadena hooldatavaid rannakarjamaid, kaitsevööndeid ja märgalasid tuleb kasutada **väetatavatest rohumaadest eraldi**, et toitaineid ei pääseks toitainerikkamalt põllult niidule/rannavööndisse ja sealt edasi vesistusse. Kui kavandatakse kaitsevööndi kasutamist koos kõrvaloleva pärandelupaigaga, oleks esimestel aastatel hea karjatada seal loomi või niita seda eraldi, et takistada toitainete kandumist kaitsevööndist pärandelupaika⁷¹.

Poollooduslike koosluste hooldatavaid rannakarjamaid, kaitsevööndeid ja märgalasid tuleb kasutada väetatavatest rohumaadest eraldi, et toitaineid ei pääseks toitainerikkamalt põllult niidule/rannavööndisse ja sealt edasi veekogusse. Kui kavandatakse kaitsevööndi kasutamist

koos kõrvaloleva poolloodusliku kooslusega, oleks esimestel aastatel hea karjatada seal loomi või niita seda eraldi, et takistada toitainete kandumist kaitsevööndist poollooduslikule kooslusele⁷¹.

Rannakarjamaadel (ja teistel poollooduslikel rohumaa-del) on **lisasöötmine keelatud**, kuid soolade ja mineraalide andmine on lubatud loomade heaolu tagamiseks. Kui karjamaa lähedal on supelrand, tuleb karjamaa vajadusel **ümbriseda taraga** veepiirist kõrgemal ja korraldada loomade jootmine mujal, et vältida hügieeniga seotud probleeme. Nõuded avalikule supelrannale kehtestab kohalik omavalitsus.

Mineraalid ja jootmiskoht tuleb paigutada karjamaa sellisele osale, kus maastik talub hästi loomade poolt tallamist (värske/kuivapoolne aluspind, üldiselt veepiirist võimalikult kaugel) ning kust on veekogusse võimalikult väike äravool. Mineraalide/ lisaööda kvaliteet ja etteandmise viis tuleb valida nii, et viia toitainete kadu miinimumini^{80,83}. Hoolduspunkti paigutamisel tuleb ühtlasi jälgida, et sellesse alasse ei jääks väärtuslikke niiduliike, mis kannataksid tugeva koormuse all. Hoolduspunktide asukohta on soovitatav vahetada, kui taimkate ei talu pikemaajalist tallamist loomade poolt.

Pilt: Kimmo Härjämäki

Kas otsid loomi maastikku hooldama või soovid oma loomadele lisakarjamaad?

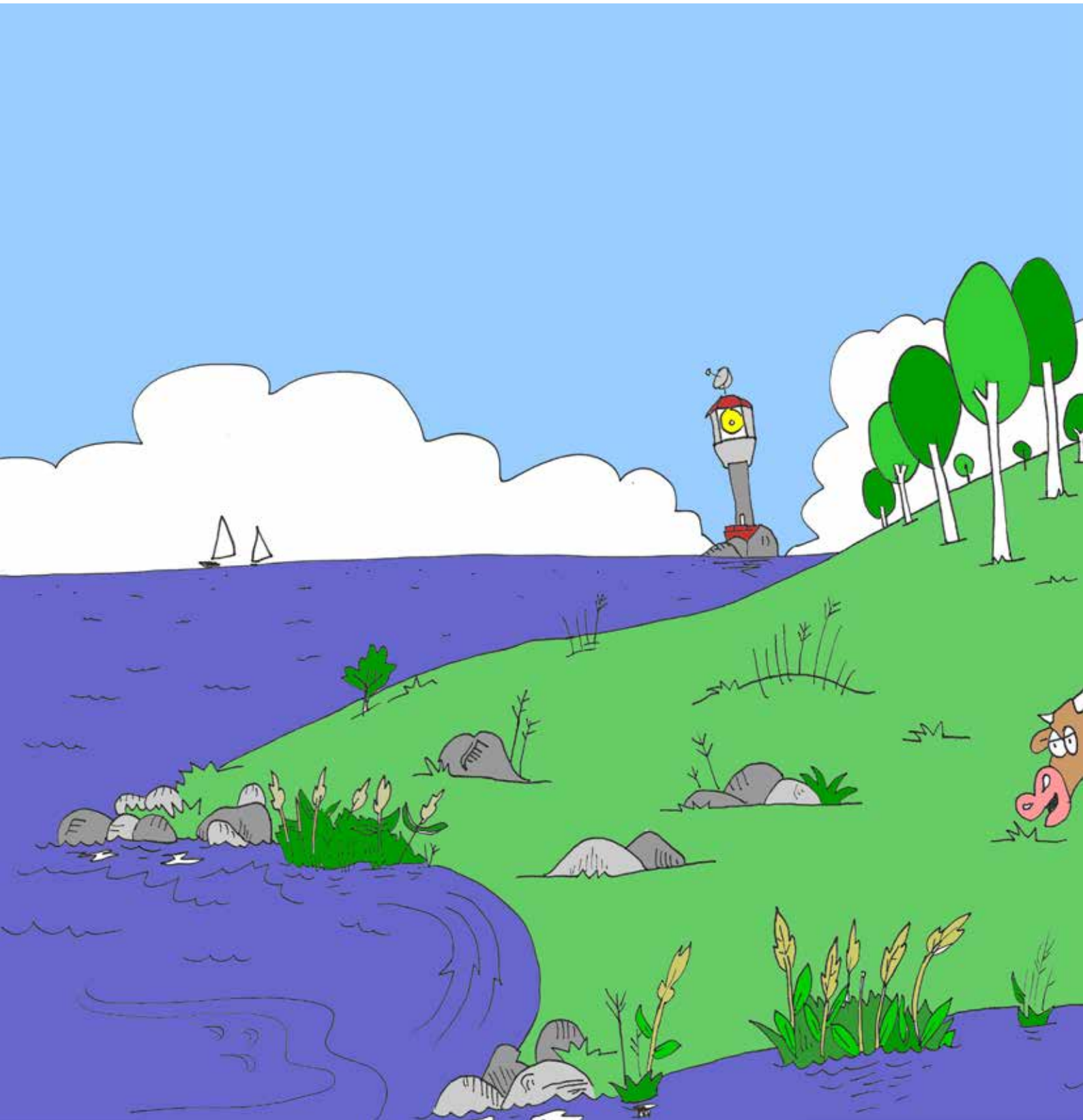
Regiooniti on Soomes koostatud maastikuhoolduskavasid, mille osaks on enamasti ka maastikuhoolduse andmebaas. See on töövahend, kust võib leida hooldamist vajavaid kõlvikuid. Huvi korral tuleks võtta ühendust kohaliku omavalitsuse ja/või looduskaitsetega.



Mererannad

Mereäärsetel rannakarjamaadel, kus tugevate tuulte tõttu võib veetase tõusta märkimisväärselt kõrgele, peab karjamaal olema piisaval hulgal tulvaveest kõrgemale jäävaid kuivemaid kohti, kus loomad saaksid viibida ja toituda. Seeläbi suureneb ranna- ja muude niidutaime- de eluruum ning hooldatakse ranna kõrgemalasetsevaid poollooduslikke kooslusi. Loomade karjatamine rannas on kasulik ka paljudele avatud ruumi vajavatele liikidele.

Suurte niidumassiivide loomine mererannas on võimalik ja soovitatav. Ka haned toituvad meelsasti avatud, mada- la taimestikuga rannaniitudel ning mitmete veelindude ja kurvitsaliste pesitsemiskaod vähenevad, kui linnud saavad pesitseda üleujutuspiirist kõrgemal asuvatel niitudel. Olemasolevate avatud elukeskkondade osatähtsust ja mitmekesisust lisavad veelgi rannaala ja kõrgemal asu- vate kõlvikute vahele jäetavad kaitsevööndid ning mär- galad.

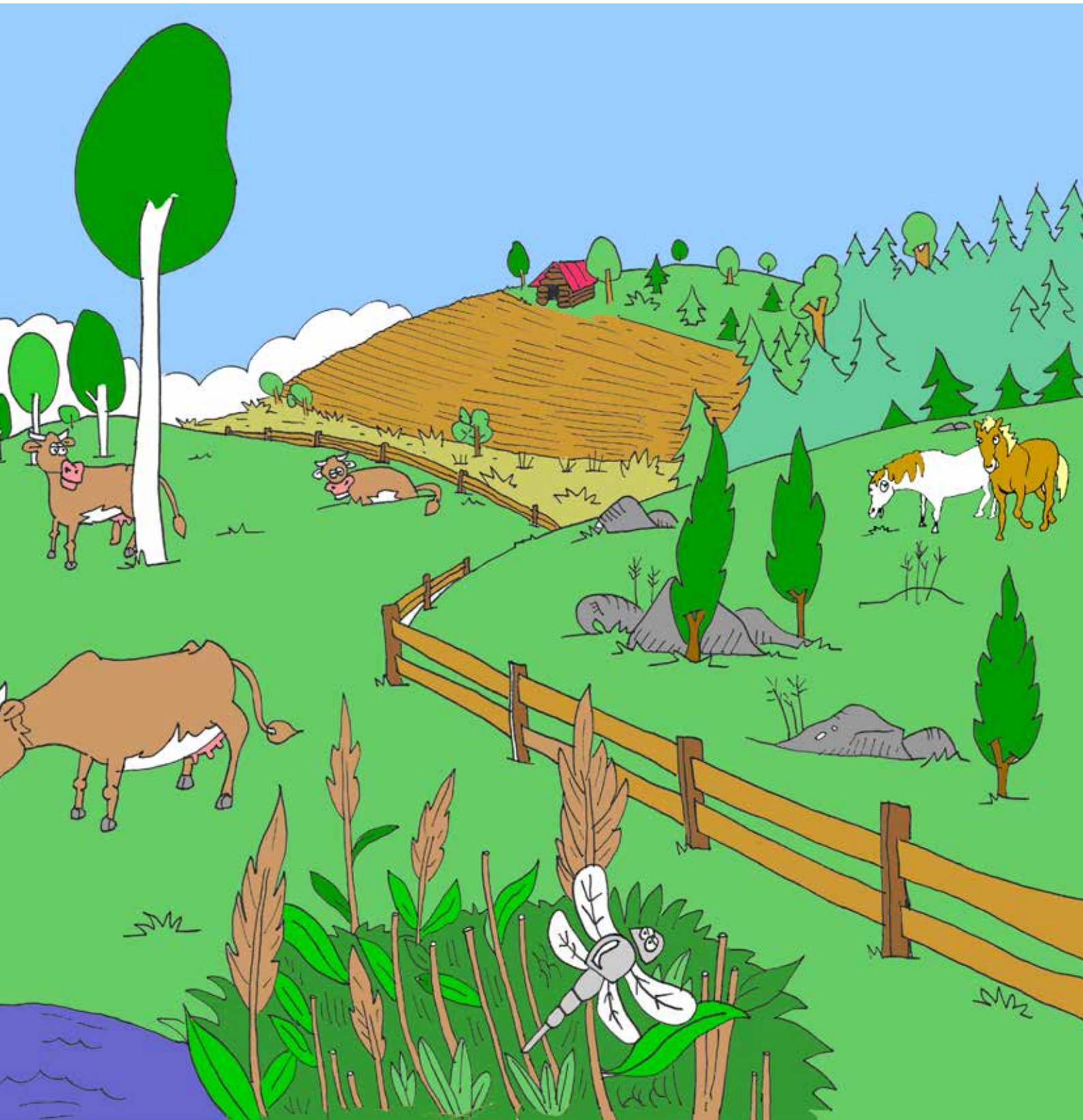


Siseveekogude rannad

Siseveekogude ääres olevad rannakarjamaad on tavaliselt haritud põldude ja rohumaade vahetus läheduses. Väikesed siseveekogud on vastuvõtlikud eutrofeerumisele, nii et karjatamine tuleb kavandada ja teostada hoolikalt, et vältida veekogude kahjustamist.

Kui karjatamist on oluliselt lihtsam teostada kui niitmist ja sellest on piirkonna liikidele olulist kasu, võidakse veekaitse põhimõtete osas Soomes mingil määral tin-

gida⁷¹. Linnustiku kaitse osas on karjatamise tagajärjel linnupoegade ohustamine märkimisväärselt väiksem kui niitmise tagajärjel. Kaitsevööndeid ja märgalaid soovitatakse kasutada karjamaana koos muude põllust väljapoole jäävate karjamaadega (näiteks poollooduslike kooslustega), kui läheduses leidub selliseid alasid. Nii on võimalik moodustada vaheldusrikkaid terviklikke avatud elukeskkondi.^{78,79}



Rannakarjamaade säästva kasutamise kasulikkus keskkonnale

Mitmekesisus

Randade kasutamine karjamaadena ja niitmine suurendasid omal ajal olulisel määral avatud rannaniitude pindala. Sellest on olnud kasu paljudele eri liikidele. Läänemere rannikule koondunud taimeliikidest on tervelt 75% puhul leitud, et loomade karjatamisest on neile kasu^{53,55}. Avatud, madala taimestikuga rannaniidud on oluliseks elukeskkonnaks ka arvukatele linnuliikidele^{1,3} ja putukatele⁶¹. Ka randades karjatamine on paljudele liikidele kasulik. Veekogude suurem avatus parandab muu hulgas madalakasvuliste taimeliikide elutingimusi ning suurendab seemnete ja putukate hulka vee- ja rannalindude toidus^{68,72}. Arvatakse, et just muutuvates oludes tagab bioloogiline mitmekesisus selliste keske tähtsusega ökosüsteemi teenuste toimimise nagu taimekasvatus ja toitainete ringlus³³.

ELi loodusdirektiivi järgi kuuluvad Eestis elupaigatüüpide hulka Läänemere kesk- ja põhjaosa rannaniidud (1630), ka rannaniitudega piirnevad sinihelmikaniidud (6410) ja põhjamaised lood madalatel rannaäärsetel paekõvikutel ning rähakõrgendikel (6280). Avatud rannaniitude vähenemine on toonud kaasa ka nende elustiku vaesumise ja liikide ohustatuse. Läänemere ja siseveekogude rannaniitudel ja luhtadel elab suur hulk ohustatud liike. Eesti rannaniitudel saab eristada 15-19 taimekooslust, kus kasvab umbkaudu 290 soontaimeliiki, millest kaitstavaid on üle 20. Rikkalik ja seni väheuuritud on ka randade

Looduslike niitude kasutamise areng

Heinamaade traditsioonilise majandamise ajal kasutati looduslikke heinamaid võimalikult säästlikult talvise sööda kogumiseks koduloomadele. Heinamaad õitsesid ja maastik oli avatud. Põllud olid reserveeritud vilja ja muu inimtoidu kasvatamiseks. Mõned rannaniidud olid viljakad heinamaad, mida niideti juulist alates ja kari lasti neile karjamaadele alles suve lõpul.

Kari oli kesiste oludega kohanenud maatõugu. Veisekarja oluliseks ülesandeks oli kuni 19. sajandi lõpuni peale piima- ja lihatootmise ka sõnniku tootmine põldude lisatoitaineks. Toitainete kulgemine toimus selgelt niitudelt põldudele.

Tänapäeval on looduslike niitude hooldamise (karjatamine, niitmine) olulisemaks eesmärgiks bioloogilise mitmekesisuse säilitamine. Loomade talvine sööt kogutakse väetatud, haritud põldudelt ja rohumaadelt. Maatõugude osakaal on tänapäeval väga väike. Rannakarjamaid hooldatakse põhiliselt lihakarja karjatades.

Mietoistenlahti rannakarjamaa Soome edelarannikul (Mynämäki) 1930ndatel aastatel. Pilt: Turu muuseumikeskus, Risto Raimoranta



sammalde ja seente elustik, randadel elab tänu mosaiiksusele hulgaliselt selgrootuid. Olulise elupaigana on niisked madalarohulised rannaniidud juttself-kärnkonnale ehk kõrele. Avatud keskkonna kinnikasvamine on kõige olulisem tegur, mis on mõjutanud rannaliikide ohtusatumist⁵⁸. Kuigi rannakarjamaade kasutamine on viimastel aastatel suurenenud, on rannaniitude võrgustiku laiendamine endiselt oluline tagamaks eri liikide ja looduslike elupaikade säilimine.

Maastik

Niitude ja karjamaade traditsioonilise majandamise käigus tekkis randadesse avaraid eripalgelisi niidumaastikke koos koplitega. Avatud rannamaastik karjamaal olevate loomadega on kaunis, vaimustav vaatepilt. Nende maastike üle võivad rõõmu tunda niihästi lähikonna elanikud kui muud piirkonnas liikuvad inimesed. Hooldamata variant on sageli tihe kadastik, madalamatel aladel kulustunud kõrgroostu või läbipääsmatu roostik, mis varjab maastikku ja takistab rannal liikumist. Hästi hooldatud rannamaastik suurendab piirkonna ligitõmbavust, millest võivad kasu saada näiteks turismiarendajad. Rannakarjamaade kasutamisega tekkinud maastik on ka oluline osa meie kultuuriajaloo. Karjatamise tulemusena tekkinud paljas maa annab seemnetele paremad idanemistingimused ning soodustab teiste liikide kasvu. Rannaniitude puhul hoiavad loomad rannajoone pilliroo kasvu takistades avatuna, samuti säilivad karjatamise tulemusena rannaniidule omased madalaveelised ja mitmete kaitsealustele liikidele olulised lombid.

Regulaarselt niidetav rohumaa meelitab linnud pesitsema, kuid enne kurna lennuvõimestumist paljud linnud hukkuvad. Karjamaal on kurnade hukkumine trampimise tõttu kordades väiksem.

Kasutamine puhkeotstarbel

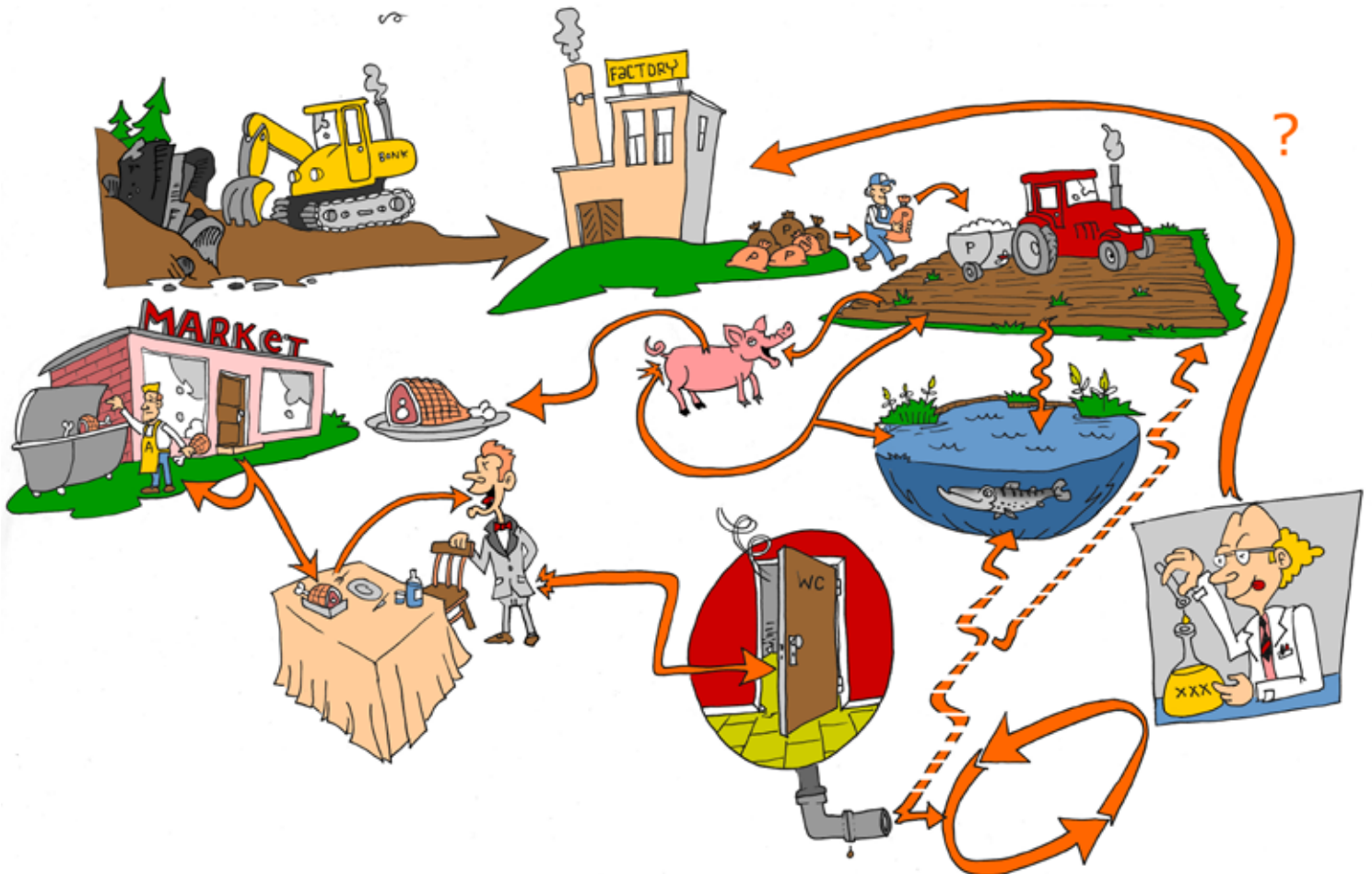
Karjatamine muudab taimeestiku avatuks ja toob seeläbi vaheldust hooldamata rannamaastikesse, mis lisab võimalusi puhkeotstarbel kasutamiseks. Avatud niitudega mitmekesisest maastikust ja liikidest võivad rõõmu tunda teiste hulgas ka erinevad loodushuvilised. Lisaks sellele, et karjatamine suurendab üldist liikide mitmekesisust, parandab see ka ulukite elutingimusi. Näiteks parandab suurem avatus mitmete veelindude pesitsemis- ja toitumisvõimalusi¹. Eriti veiste karjatamine vähendab taimeestiku biomassi ja muudab rannataimeestiku mitmekesisemaks⁵⁴. Need taimeestiku muutused võivad mõjutada infiltratsiooni ja toitainete dünaamikat, seeläbi vähendada karplaste hulka ja teisest küljest paranadada mõnede kalaliikide, näiteks ahvena, arvukust¹⁹.

Osa randade kasutajatest leiab, et rannakarjamaadel karjatamine kahjustab piirkonna kasutamist puhkeotstarbeks, sest tarad ja karjamaal olevad loomad piiravad piirkonnas liikumist ning karjatamise tõttu muutub paikkonna iseloom harjumuspärasest erinevaks. Kui karjamaa on päris suplusranna lähedal, võib fekaalsete bakterite (muu hulgas EHEC) sattumine vette põhjustada tervisehäireid. Karjamaade asukohti valides on oluline võtta võimalikult täpselt arvesse piirkonna erinevate kasutajate vajadused ja ennetada võimalikke terviseriske.

Karjatamisel on positiivne mõju eeskätt roostikuga kattuvate randade puhkeotstarbelise kasutamise seisukohalt. Rannakarjamaade kasutamist tuleks soosida eriti turismitalusid ja puhkealasid silmas pidades.

*Tänapäeval on rannakarjamaade maastik palju suletum kui 20. sajandi alguses. Kitsed ja küüdid Halikonlahtil.
Pilt: Eija Hagelberg*





Kaevandatud fosforiidist (P) läheb erinevate töötlemis-, tootmis- ja jaotusetappide käigus kaduma kokku ligi 80%, enne kui fosfor jõuab toiduna inimeseni.⁸ Suurem osa fosforist jõuab väetisena põllule, kust seda samuti kaduma läheb toitainete uhtumise tõttu veekogudesse. Fosfori kasutamise vähendamine ning ringlussevõtu protsesside arendamine on vältimatu, et planeedi piiratud fosforivarudest piisaks kasvava toidutoomise tarbeks. Rannakarjamaade kasutamine on üheks sammuks toitainete suletuma ringluse poole.

Veekaitse ja mõju kliimale

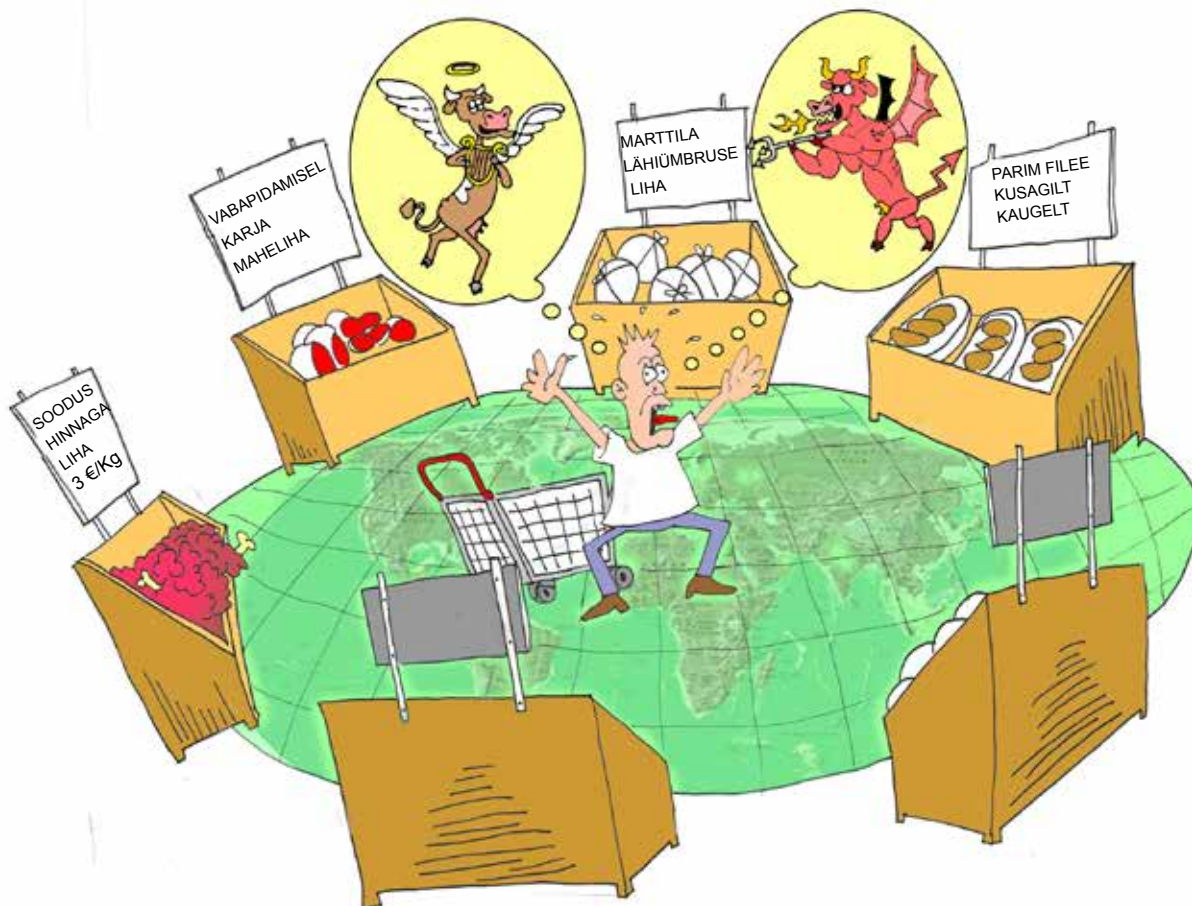
Kui karjatamist teostatakse õigesti, viiakse rannalt toitaineid välja, mis suurendab niitude liigilist mitmekesisust ja parandab lähedalasuva veekogu kvaliteeti. Söödud taimede kaudu suunavad kariloomad niidul juba olemasolevad toitained ringluse, siirdades neid ühest kohast teise - näiteks veepiiri lähedalt kõrgemal asetsevatele puhkamisaladele, nii et üleujutuste alla jäävasse uhtumistsooni jääb vähem toitaineid. Toitaineid väljub niidu aineringlusest ka täielikult, sest osa söödud taimestiku toitainetest on seotud kariloomade kasvuga.^{42,80}

Niitmise viiakse niidult rohkem toitaineid välja kui karjatamisega³⁵, seega kasutusviiside piirdumine ainult karjatamisega on muutnud niidud vastuvõtlikumaks kinnikasvamisele. Oleks hea, kui niitmise teel hooldatavaid rannaniitusid oleks rohkem.

Veekaitse seisukohalt on oluline vältida taimkatte liigset hõrenemist loomade tallamise tagajärjel. Taimestik seob toitaineid; ülekarjatamise tagajärjel taimestik kaob ja paljastunud pinnasest uhitakse toitaineid veekogusse. Teisalt on taimkatte teatav hõrenemine bioloogilise mitmekesisuse seisukohalt hea. Näiteks mereäärsete

rannaniitude mitmed haruldased soolakutaimed vajavad edukaks kasvamiseks hõredat taimkatet.

Rannakarjamaade kasutamise tähtsus atmosfäärikaitse seisukohalt on keeruline teema ja tihedalt seotud toitainete ringlusega ranniku ökosüsteemis. Pilliroo taandumine karjatamise käigus võib vähendada metaani kogunemist ja vabanemist põhjasetetest, vähendades nii kasvuhoo- negaasi heitkogust. Seevastu dilämmastikoksiidi (samuti oluline kasvuhoo- negaas) heitkogustele ei ole karjatamisel täheldatud olevat olulist mõju⁴³. Metaan tekib ka mäletsejate vatsas mikroobide tegevuse tagajärjel, kuid kariloomad tekitavad metaani isegi juhul, kui neid alternatiivina karjatatakse rannaniidu asemel näiteks luhal.



Tarbija problemaatiliste valikute ees.

Keskkonnasõbralik niiduliha

Rannakarjamaadel ja teistel poollooduslikel kooslustel karjatavate loomade poolt toodetud toit säästab keskkonda rohkem, kui tavapärasel intensiivtootmises kasvatatud toit. Toiduainete sisendmaterjali võrdluses osutus tavapärasel viisil kasvatatud piimatõugu veiste liha kõige enam keskkonda koormavaks toiduaineks. Võrreldud toiduainetest kulus näiteks sea- ja broileriliha tootmiseks 2–4 korda vähem loodusressursse²⁷. Kuid neis kalkulatsioonides ei võetud arvesse lõpptoodangu kõiki keskkonnamõjusid²⁷, näiteks soja kasvatamisel tekkivat põlislooduse hävitamist Lõuna-Ameerikas⁶². Selles mõttes on pea 100% kodumaisel söödal põhineva veise- või lambaliha tootmine⁶⁰ üsnagi keskkonnasõbralik alternatiiv.

Põldude väetamiseks on vaja muu hulgas fosforit, mille taastumatud varud lõppevad maailmas 50–100 aasta jooksul, kui fosfori kasutamist ei piirata ja selle ringlusevõtt ei muutu praegusega võrreldes oluliselt paremaks. Praegu läheb fosforit tootmise eri etappides kaduma ja inimeseni jõuab vaid umbes 20% väetamiseks kaevandatud fosforiidist⁸.

Kui loomi karjatatakse rannaniitudel ja muudel poollooduslikel kooslustel, võib toiduainete keskkonnasõbralik-

kust veelgi parandada. Looduslikel karjamaadel karjatavate loomade toit koosneb looduslikest taimedest, mille tootmiseks ei ole kasutatud väetisi ega muid loodusressursse. Kuid rannakarjamaade saagikus on kultuurkarjamaadega võrreldes väike⁴². Karjatamisperioodi dimensioneerimisel, loomkoormuse ja loommaterjali valimisel on seetõttu oluline jälgida, et loomad saaksid piisavalt toitaineid.

Rannakarjamaade taimestik võib pakkuda eeliseid loomade heaolu ja toodangut silmas pidades. Karjatavad loomad on siseruumides kasvatatud liigikaaslastest tervemad ning neil on võimalus käituda karjamaal liigiomasel viisil^{6,44}. Lisaks võivad palju kasutatud ammlehmad (lihakari) käituda poollooduslikel kooslustel liigiomaselt, säilitades suhte emaslooma ja vasika vahel. On täheldatud, et looduslikel karjamaadel kasvanud loomade liha ja piim on kvaliteedilt tervislikum, sisaldades kultuurkarjamaadel kasvanud või laudas hoitud loomadega võrreldes muu hulgas rohkem E-vitamiini ja polüküllastamata rasvhappeid, näieks omega-3 rasvhappeid^{7,81}. Tootmisviisi, keskkonnamõjue ja toodangu kvaliteediga seotud head omadused annavad toodangule lisaväärtust. Seda kasutatakse ära näiteks looduslikel karjamaadel kasvatatud loomade liha turustamisel niidulihanime all^{12,82}.

Eutrofeerumine - toitaineid maalt, merelt ja õhust

Hea toitaine, halb toitaine

Asustuse, tööstuse ning põllu- ja metsamajanduse kasvades vabaneb õhku ja veekogudesse mitmekordne kogus toitaineid, võrreldes oludega sada aastat tagasi. Veekogude eutrofeerumist on kiirendanud ka kuivendamine ning väikeste veekogude ja märgalade puhastamine, sest intensiivistunud vooluhulgad kannavad endisest suurema osa toitaminest järvedesse ja merre. Veekogude seisukohalt on eriti problemaatilised taimede põhilised toidained fosfor (P) ja lämmastik (N), mis muuhulgas suurendavad vetikate kasvu kahjuliku tasemeni. Põhiliseks vetikate kasvu piiravaks miinimumtoitaineks on mageveekogudes (siseveed, jõgede lehtersuudmed rannikul, Botnia lahe põhjaosa) fosfor ning meredes lämmastik²⁹.

Toitainete liigne kogunemine kutsub veekogudes esile mitmeid muutusi. Vetikate ja veetaimestiku kasvu kiirenedes hakkavad veekogud kinni kasvama, tavaliseks muutub kahjulik vetikate õitsemine, vesi muutub sogaseks ja taimede biomassi kogunemisega kiireneb kõdunemine, mis põhjustab hapnikukadu sügavates veekihtides. Eutrofeerumise tagajärjel toimub muutusi ka taime- ja loomaliikides: näiteks karplaste arvukus suureneb puhast hapnikurikast vett vajavate kalaliikide arvel.²⁵

Suurem osa veekogude kaudu Läänemerre ja selle valgalale sattuvast inimtekkelisest toitaminete-koormusest on osa pärit asulatest (fosfor) ja põllumajandusest (läm-

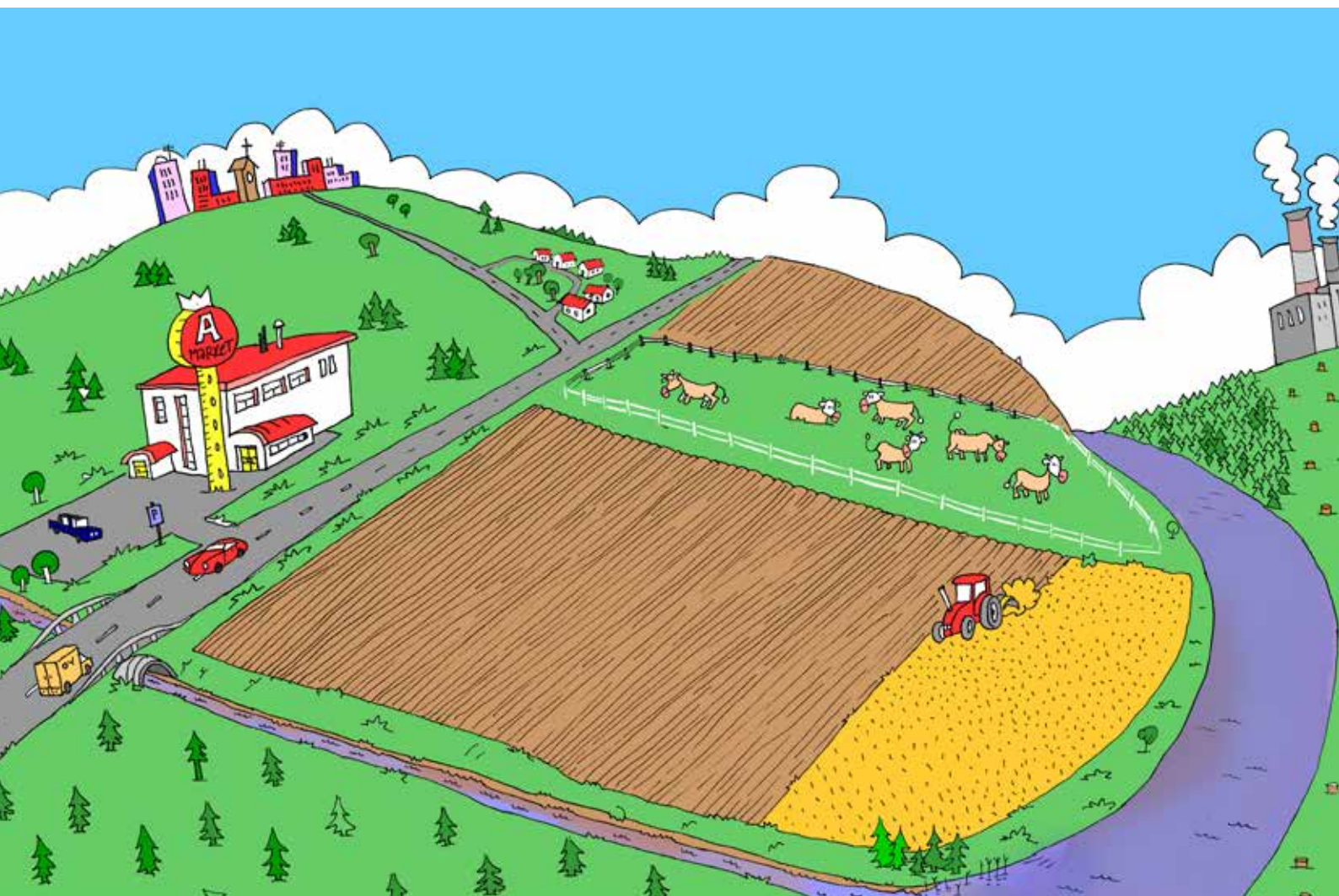
Pildipaar maapiirkonna maastikust enne ja nüüd. Aja jooksul on looduslikud heinamaad teinud ruumi põldudele, lisadunud on asustus, tööstus ja metsaraie ning väikeveekogusid ja märgalasid on puhastatud. Kõik need muutused on suurendanud veekogude toitaine-koormust.



mastik)¹⁵. Kuid eri allikate tähtsus varieerub suuresti eri riikide vahel. Näiteks Soomes langeb 60% inimtegevuse tagajärjel Läänemerele sattunud fosforist põllumajanduse arvele ning lämmastikust 52%⁷⁶. Seevastu Eestis oli põllumajanduse hinnanguline osakaal veekogude koormusest (siseveekogud) fosfori osas oluliselt väiksem - 33%, lämmastiku osas seevastu pisut kõrgem - 60%³¹. Läänemere üldisest lämmastikukoormusest sadestub vähemalt neljandik õhu kaudu; suurimaks allikaks on laevaliiklus, kuid õhu lämmastikukoormuse seisukohalt on oluline ka muu liiklus, põllumajandus ja tööstus.

Võrreldes industriaalühiskonna eelse ajaga on Läänemere toitainekoormus suurenenud inimtegevuse tagajärjel fosfori osas hinnanguliselt 8 korda ja lämmastiku osas 4 korda²⁸. Võrreldes teiste uuritud merealadega on Lää-

nemeri keskmiselt eutrofeerunud¹⁷. Kuid riimveelisuse tõttu talub Läänemeri eutrofeerumist suhteliselt halvasti, sest vähese soolasisaldusega hapnikurikkam pinnavesi ja soolane põhjavesi segunevad omavahel halvasti, mis aitab kaasa hapniku kadumisele põhjalähedastes vee kihtides⁴⁹.



Eutrofeerumise mõju rannaniitude taimestikule

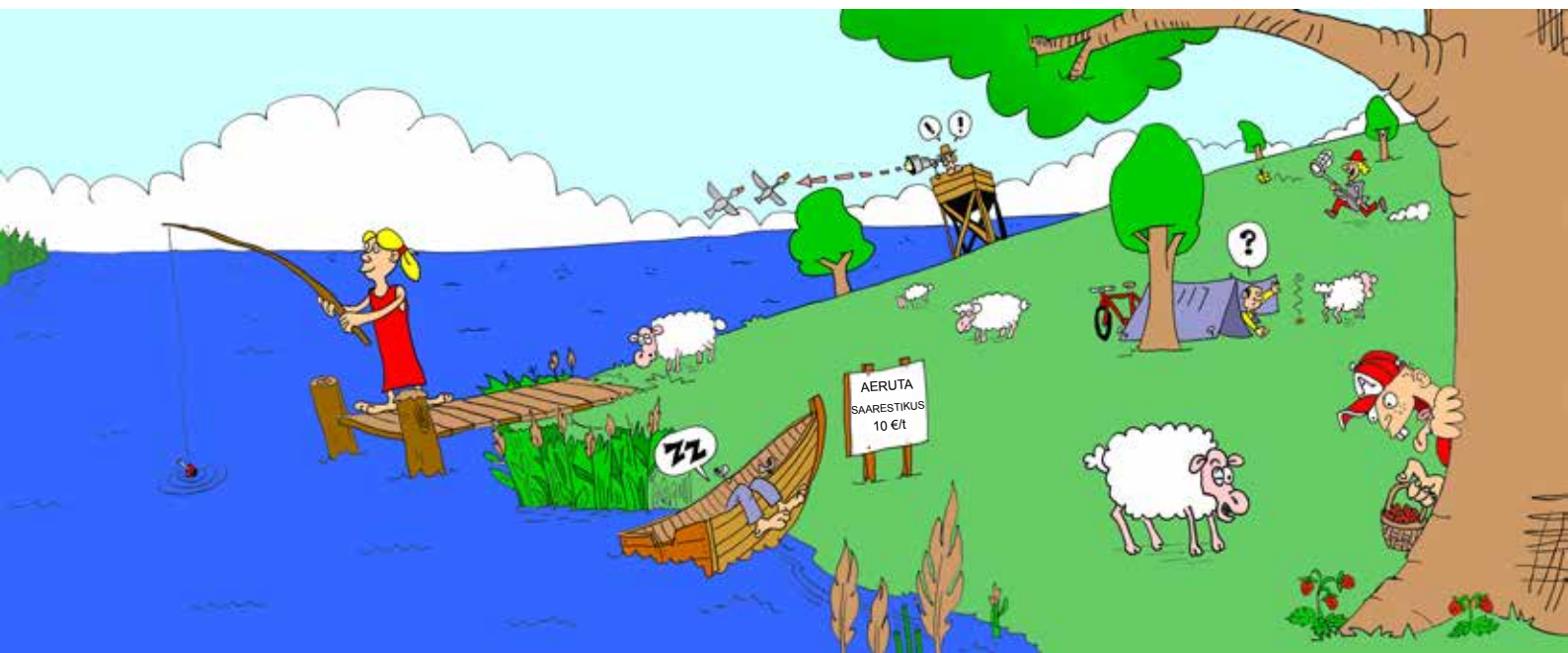
Suhteliselt toitainevaestes oludes on niitude taimestik üldiselt kõige mitmekesisem⁹. Toitaineterikastes oludes lisanduvad madalakasvuliste ning seega konkurentsivõimeliste liikide arvel mitmed kõrgekasvulised liigid, mis muudab liigistiku vaesemaks. On täheldatud, et niidutaimestiku mitmekesisust vähendab eriti lämmastiku ja fosfori kogunemine^{10,70}. Rannaniitudel on toitainekoormust lisanud peamiselt veest ja põldudelt tulevate toitude koguse suurenemine ning eutrofeerumist soodustavad karjatamise meetodid.

Toitainekoormuse suurenemise tõttu on poollooduslikud kooslused endisest vastuvõtlikumad eutrofeerumisele ja kinnikasvamisele. Rannaniite osaliselt avatuna hoidnud looduslikud tegurid (veetaseme kõikumine, jää liikumine) suudavad üha halvemini säilitada madalakasvulisi niiduliike. Eutrofeerunud oludes suureneb hooldamise tähtsus ning niitude säilitamiseks avatuna on vaja varasemast tõhusamaid hooldusviise⁵³.

Mereäärsetel rannaniitudel on edaspidi tõhusamat hooldamist vaja ka kliimamuutuse negatiivse mõju tõrjumiseks. Prognooside kohaselt vähendab merevee taseme tõus mandri kerkimisega kaasnevat taimede vaba kasvuruumi laienemist, mistõttu madalakasvulistele niidutaimedele jääb mere ja kõrgema taimestiku vahel endisest vähem eluruumi. Sel juhul on avatud niitude säilitamiseks üha olulisem ka rannavööndi ülemiste osade tõhus hooldamine.⁵⁹



Hästi hooldatud, liigiliselt mitmekesine rannaniit pakub erinevaid võimalusi puhkamiseks.



Toitainete vood rannakarjamaadel

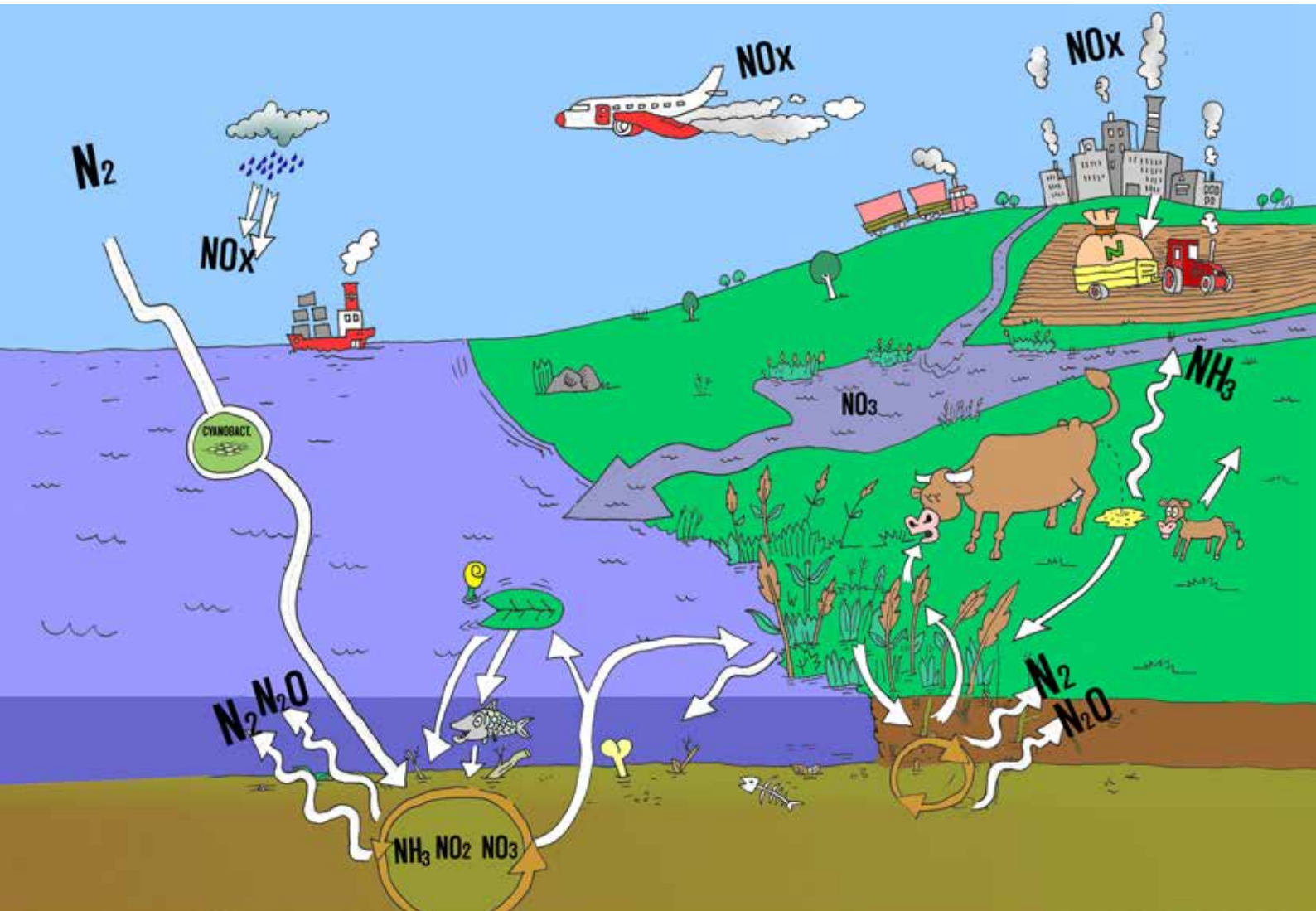
Toitainete ringlus

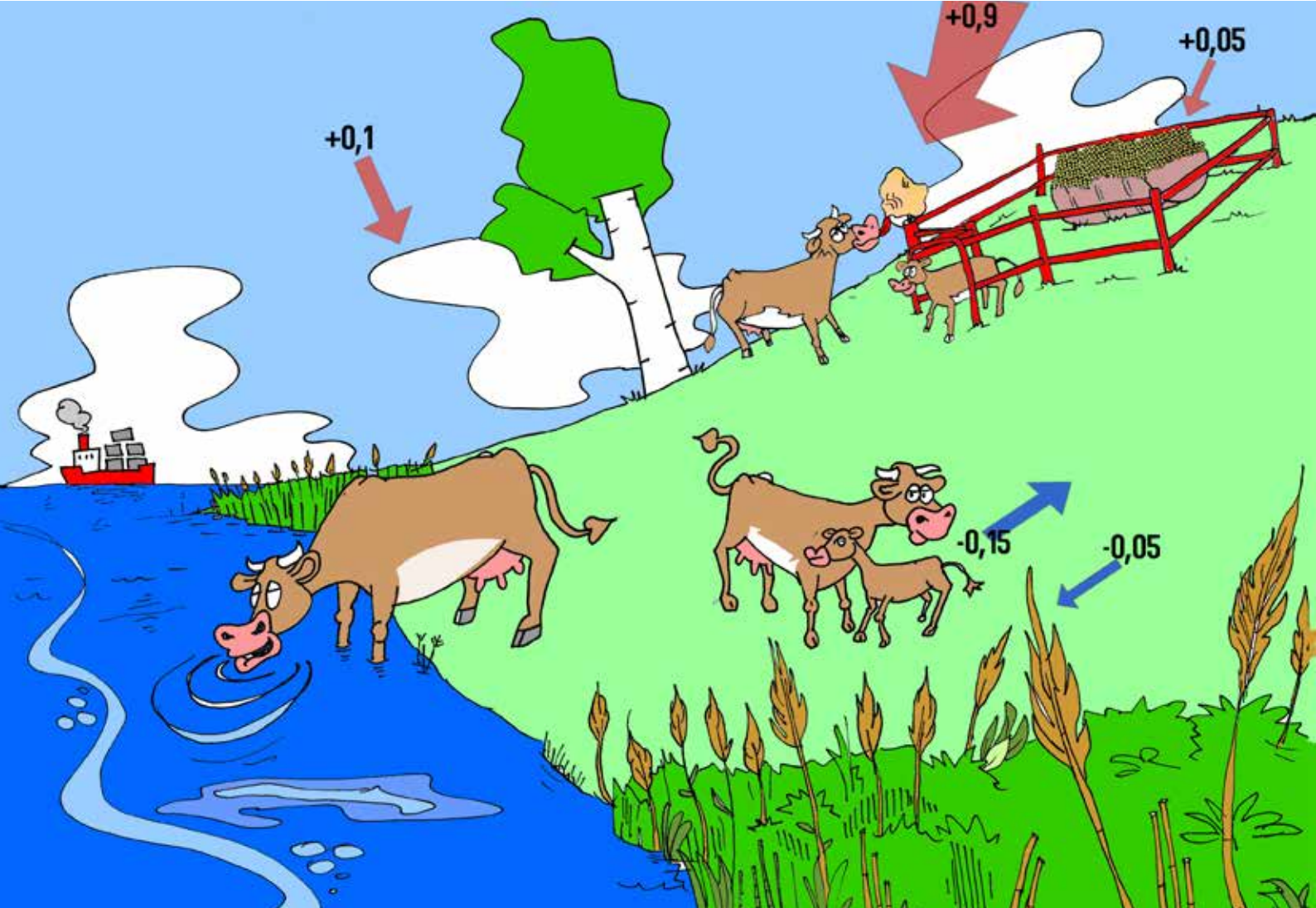
Fosfor ja lämmastik liiguvad ökosüsteemi ringluses väga erineval viisil. Suurem osa maapöues peituvast fosforist on seotud tahke ainega. Fosfor ringleb peaaesjalikult vee- ga, olles seotud elusaine (muuhulgas surnud taimeosa- de) ja mineraalsete mullaosakeste külge². Rohumaadelt valguga veega liikuvast fosforist võib märkimisväärne osa olla lahustunud^{73,74}. Lämmastik on fosforiga võrreldes lii- kuvam toitaine, mis esineb kergesti lahustuvas ja gaasi- lises olekus; erinevatel mikroorganismidel on oluline roll selle siirdumisel ühest olekust teise (joonis allpool).

Karjatamine mõjutab mitmel moel heinamaa toitainete ringlust. Lõviosa söödud taimestikuga eemaldatud läm-

mastikust ja fosforist tuleb heinamaale tagasi sõnniku ja virtsaga, ülejäänu on seotud kariloomade kasvuga^{4,24,65}. Väljaheidetes on toitained kergemini laguneval kujul ning seeläbi kiiremini uuesti taimede käsutuses. Karjatamise tagajärjel pidevalt uuenev taimestik võib tõhusalt siduda kõrgemal asetsevatelt põldudelt tulevaid toitaineid. Näi- teks on leitud, et võrreldes heinamaaga, mida ei ole kar- jatatud, on nitraatlämmastiku (NO_3) sisaldus karjamaana kasutatud heinamaa nõrgvees madalam²². Osa sõnnikus ja virtsas sisalduvast lämmastikust kaob karjamaa toita- neringlusest leostumise ja aurustumise (nt ammoniaak) tulemusel^{4,65}.

Lämmastiku ringlust mõjutavad mitmed eri tegurid. Veestikes seovad sinivetikad õhulämmastikku ja maal hoolitsevad lämmastiku bioloogilise sidumise eest muu hulgas liblikõieliste taimede juuremügarate bakterid (puuduvad joonisel). Pinnases lõhustavad mikroorganismid elusainesse talletunud lämmastiku taimedele sobivasse vormi, esmalt ammoniaagiks (NH_3) ning seejärel oksüdatsiooni teel nitrititeks (NO_2) ja nitraatideks (NO_3 ; nitrifikatsioon). Osa mikroorganismidest suunab veekogudesse ja pinnasesse kogunenud lämmastiku denitrifikatsiooniprotsessi käigus läm- mastikgaasi (N_2) ja dilämmastikoksiidina (N_2O) tagasi atmosfääri. Karjamaal seotakse osa lämmastikku karja kasvuga seoses ning seda kaob ka väljaheidetest leostumise ja lendumise teel (NH_3). Suurim lämmastikukoormus Läänemere ja selle vesikonna aladele tuleb heidetena põllumajan- dustest (muu hulgas NO_3), asulatest ja liiklusest (sealhulgas lämmastikoksiidid, NO_x).^{15,30,48,65,69,74}





Lihtsustatud kujutis fosfori (P) toitainevõogudest (kg/ha/aastas) rannakarjamaal, kus karjatatakse liharaja. Hinnanguliselt sadestus Botnia lahe rannaniitudele fosforit õhust ja võimalik, et mineraalide ning vasikate lisa sööda kaudu (punased nooled); praktikas ei anta mineraale mere rannaniitudele peaaegu üldse. Hinnanguliselt kaob niidult fosforit seotuna vasikate kasvu ning loodusliku uhtmise teel (sinised nooled).⁴²

Kariloomade poolt põhjustatud tallamise tulemusel muutub maapind tihedamaks, vee läbilaske võime väheneb ja hapnikusisaldus alaneb, st tingimused muutuvad osadele lagundajatest ebasoodsas suunas^{45,56,57}. Kui valitsevad ülemaailmsed sarnased toitainete ringlust aeglustavad tingimused, võib pinnasesse koguneda lämmastikku sisaldavat orgaanilist ainet ja lämmastikuühendeid sellisel määral, et rannavööndi võime toimida maalt tuleva lämmastikukoormuse vähendajana nõrgeneb⁴⁵. Taimkatte kulumine ja maapinna kahjustumine ülekarjatamise tagajärjel võib kaasa tuua toitainete ja pinnase leostumise veekogudesse. Mida niiskem on maapind ja mida vähem on seda kaitsvat taimestikku, seda kergemini sünnib tallamiskahjustusi. Näiteks kaitsevöönd, kuhu on äsja rajatud rohumaa, ei sobi seetõttu hästi karjatamiseks. Kui kaitsevöönd vananeb, talub see karjatamist paremini, sest maapinnale jõuab tekkida tallamiskahjustuste eest kaitsev orgaanilise aine kiht koos liigirikkama niidukamaraga⁶³.

Toitaineid seotakse loomade kasvuga ning need kaovad niidult koos kariloomade poolt ärasöödud taimestikuga. Näiteks Šveitsis läbiviidud uuringu²⁴ kohaselt eemaldab mägismaa lehm (lihatõugu) koos vasikaga söödud taimede näol alpiasadelt päevas keskmiselt 26,2 g fosforit ja tagastavad seda sõnnikuga 22,3 g. Tagastamata jääv osa on põhiliselt seotud vasika kasvuga²⁴. Ülemisel pildil on ära toodud keskmised fosfori toitainevõud liharaja poolt kasutataval Botnia lahe rannaniidul. Kalkulatsioonides on võetud arvesse ka võimalikku vasikate lisa söötmine osakaalu niidu fosforikoormuses. Liasöötmine võib olla vajalik karjatamishooaja lõpus vasikate heaolu ja kasvu tagamiseks. Sellega ei kaasne olulist toitainekoormust, sest vasikate kasvuga seoses kaob niidult kolm korda rohkem fosforit ja lämmastikku võrreldes lisa söödast tuleva koormusega^{40, 42}.

Poollooduslikel kooslustel on suurimaks potentsiaalseks fosforikoormuse lisajaks loomade söötmine mineraalainetega^{42,80}. Kuid mereäärsetel rannakarjamaadel mineraale praktiliselt ei anta, sest kari saab vajalikud soolad loomulikul teel rannaniitude taimedest ja mereveest. Seevastu siseveekogude kallastel on sageli vajalik mineraalainete andmine ja siis tuleb neid loomadele pakkuda kaldast piisavalt kaugel, et sellega kaasneks võimalikult vähe kadusid. Õigesti teostatud karjatamise korral ei kogune toitaineid sellisel määral, et kaasneks niidu kinnikasvamine või veekogu eutrofeerumine.

Arvatakse, et karjamaana kasutatavatel niitudel on toitainete bilanss enamasti negatiivne (toitaineid kaob rohkem kui lisandub), kuid loomade puhkekohtades võib bilanss olla tugevasti positiivne, st et toitained siirduvad ühest kohast teise^{24,67}. Karja eelistatud puhkealad asuvad peamiselt maastiku kõrgemates kohtades. Randades siirdub toitaineid tavaliselt litoraalvöötmetest kõrgemal asuvatele puhkealadele⁶⁷, nii et uhtumine mõjutab toitaineid vähem.

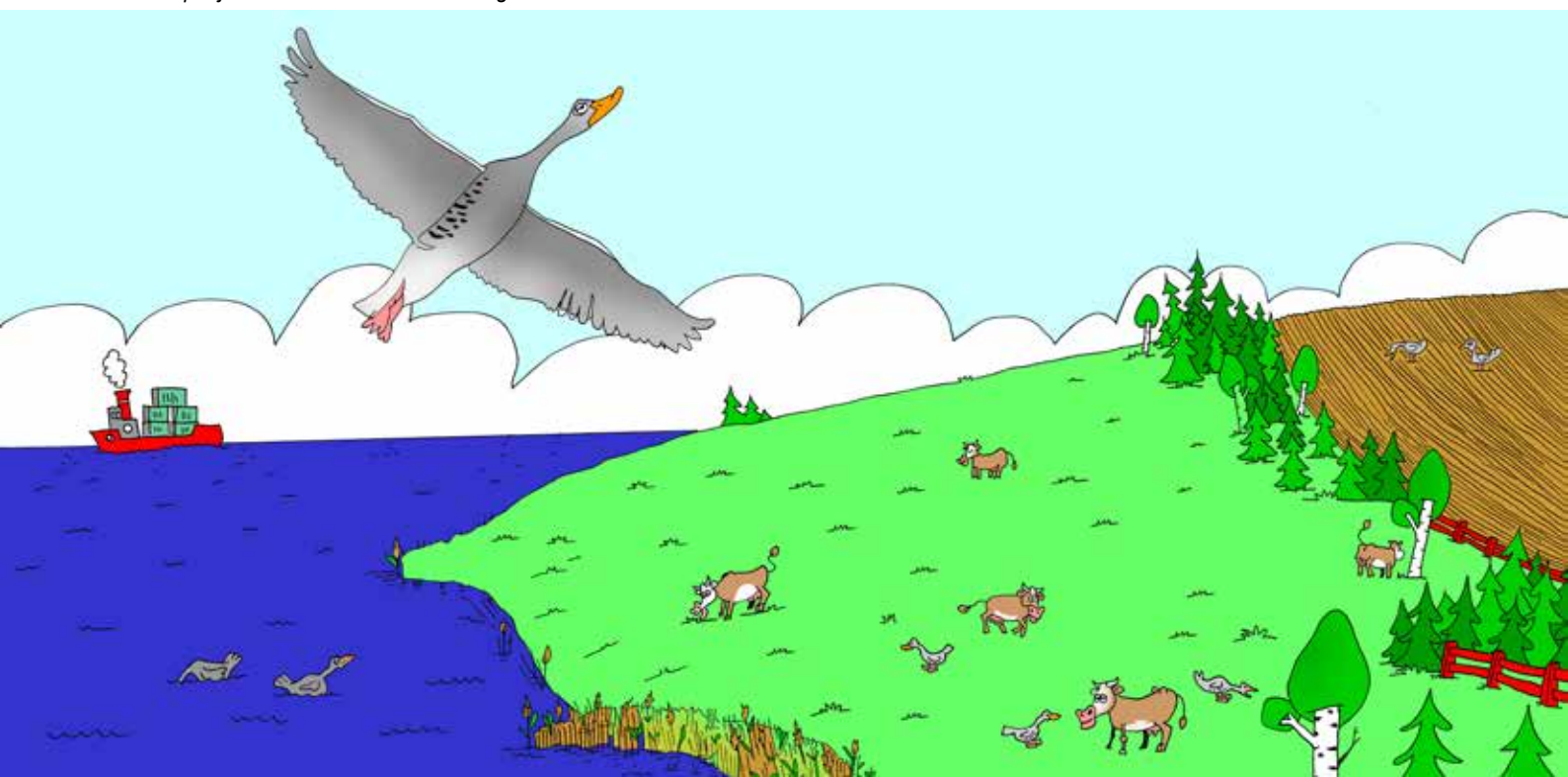
Haned karjamaal

Haned, kes on Läänemere rannaniitude loomulikud kasutajad, võivad koguneda sulgimis- ja peatuspaikadele sadadest ja isegi tuhandetest lindudest koosnevate par-

vedena. Nagu karjamaal toituvad koduloomad, võivad ka haned kiirendada toitainete ringlust niidul. Pärast sulgimist juuni lõpupoolel võivad hallhaned hakata kogunema salkadeks ja käia põldudel söömas, siirdudes lähedalolevale rannale puhkama. Sügiseks võivad hanede parved kasvada nii suureks, et tekitavad põllumeestele märkimisväärseid saagikadusid ja põllult võib siirduda oluline määr toitaineid rannaaladele. Enamasti põhjustavad suuri kadusid rändel peatuvad hanelised. Kuid hanede kahjulik mõju on koondunud geograafiliselt kitsale alale ja hanede toitumisel on rannaloodusele eeskätt mitmeid positiivseid tagajärgi^{11,36,41,51}.

Haned toituvad meelsasti karjamaana kasutatavatel rannaniitudel. Avar rannaniit on hanedele turvaline toitumiskeskkond, kus karjatamise käigus tekkinud madal taimestik pakub piisavalt kvaliteetset toitu^{11,32}. Kui sobivaid rannaniite on piisavalt, on põldude küllastamist ja seega ka saagikadusid vähem. Eestis võib taotleda hüvitisi, kui rändel olevad haned, lagled ja sookured on kahjustanud külvi, valminud vilja ning karja- ja heinamaad. Sellegipoolest võib soovitada tähtsatel hanede kogunemisaladel kahjude ennetamist, näiteks rannaniitusid hooldades või luues ranna lähedastele kõlvikutele ulukite tarbeks põldusid³⁶. Selleks on võimalik taotleda põllumajanduse keskkonnatoetust.

Haned toituvad meelsasti rannaniitudel, kus karjatatakse loomi. Kui puuduvad sobivad rannaniidud, võivad haned rannalähedastel kõlvikuteel toitudes põhjustada märkimisväärseid saagikadusid.



Toitained hooldamata rannal

Rannataimedes leidub rohkesti toitaineid. Määr sõltub taimestiku biomassist ja kvaliteedist (tabel). Näiteks toitainerikastel randadel võib pilliroog toota isegi 10 000 kg kuivainet hektari kohta, väljakujunenud roostikus isegi üle 20 000 kg/ha¹⁴. Kui taimestik sureb ja laguneb, vabaneb osa selles sisalduvatest toitainetest, muutudes kergesti väljauhutavateks. Pakase ja sula vaheldumise käigus eraldub kõdunevast taimestikust nõrgvette olulisel määral toitaineid, näiteks lahustunud fosforit^{74,75}. Erineval viisil hooldatud kaitsevööndite taimestikust ongi esimeste külmade järel täheldatud olulist fosfori- ja lämmastikukadu⁶³. Põllumajanduse veekaitsemeetmena kasutatavatest kaitsevöönditest tuleb taimne biomass eemaldada niites või karjatades. Taimestiku regulaarse eemaldamise üheks eesmärgiks on toitainete koguse vähendamine.

Karjatamine sobib veekaitse seisukohast halvemini kaitsevööndite hooldamiseks, sest pinnase struktuuri võimalik nõrgenemine tallamise tagajärjel võib suurendada pindmise äravoolu ja erosiooni ohtu. Siiski on karjamaana kasutatav kaitsevöönd parem alternatiiv, kui kaitsevööndi loomata jätmine, kui niitmist on hooldamisviisina raske korraldada⁵⁷.

Lisateavet roostike tähtsusest ja kasutamisest võib leida internetist:

www.ruoko.fi
ruoko1.vuodatus.net
<http://loodus.keskkonnainfo.ee:88/ecological/coast/reedfield>



Harilik pilliroog (*Phragmites australis*). Pilt: Terhi Ajosenpää

Erinevate rannataimestikutüüpide kuivaine- ja toitainemäärad*)

Taimestiku tüüp	biomass kg / ha	lämmastik kg / ha	fosfor kg / ha
harilik pilliroog, suvi ¹⁴	10 000	90	9,0
mereäärne rannaniit, karjatatud, juuni lõpp ⁴¹	1 700	32	4,1
mereäärne rannaniit, karjatatud, juuli lõpp ⁴¹	2 590	37	3,9
kaitsevöönd, hooldamata (14 a), august ⁶³⁺	6 000	65	8,7
kaitsevöönd, hooldamata (14 a), august ⁶³⁺	2 130	28	3,1
rohuma, 1. sak, juuni lõpp ³⁹⁺⁺⁺	5 400	130	18

*) Tabelis toodud arvud on osalt ligikaudsed, sest osa muutujatest on saadud artikli allikates olevatest skeemidest.

⁴¹ Põhiliikidena looduslikud heinad (püstkastik, pilliroog, valge kastehein) ja tarnad, prooviaalade taimestikul ei ole proovide võtmiseni toimunud karjatamist

⁶³⁺ Põhiliikidena looduslikud heinad (sh harilik kastehein) ja looduslikud rohttaimed (sh soo-seahernes, võilill) ning üksikud madalad põõsad ja puud (sh mäge sõstar, harilik lodjapuu, pihlakas, kask)

⁶³⁺⁺⁺ Põhiliikidena kultuurheinad (timut, harilik aruhein), prooviaalade taimestikul on toimunud kogu suvi läbi karjatamine

+++ Rohumaa biomass Valio Oy kogumisaja teenuste statistika põhjal aastatel 2003–2005 Soomes (Lapimaad arvestamata), lämmastiku ja fosforimäärad arvutatud vastavalt kasutatud kirjanduse loetelus olevale allikale 39 kohaselt.

Eripalgeline pilliroog

Suuri ja kõrgeid kogumeid moodustav pilliroog on rannalooduse seisukohalt oluline taim. Pilliroog vallutab kergesti hooldamata jäänud toitainerikkad rannad, tõrjudes oma teelt enamiku niiduliike ja olles selles mõttes liigiks, mis annab tunnistust kahjulikest keskkonnamuutustest. Niitude taastamisel ongi pilliroo vähendamine üks kesksetest eesmärkidest. Teisalt on pillirookogumid loomulikuks osaks märgalade loodusest, mida eelistavad nendele kogumikele tüüpilised organismid. Rannalooduse hooldamist kavandades tuleb arvesse võtta, et ka roostikke säiliks piisaval määral²¹.

Pilliroog seob tõhusalt toitaineid, toimides veepuhastajana ojade ja jõgede suudmealadel. Kuid toitainete eemaldamine rannalt eeldab pilliroo ülestöötamist niitmise või karjatamise teel. Vastasel korral vabaneb taimeistiku kõdunemisel toitaineid tagasi veekogusse. Eriti noor pilliroog on toitainerikas ja maitseb karjatatavatele loomadele. Ülestöötatud taimeistikku on võimalik kasutada bioenergia toorainena, ehitusmaterjalina ja põldude väetamiseks^{13,14,21,34,37}.

Roostikud võivad põhjustada märkimisväärseid metaani heitkoguseid, sest võrsed pumpavad tõhusalt metaani maapinnast atmosfääri. Metaan (CH_4) on üks olulisi kliima soojenemist põhjustavaid kasvuhoonegaase. Seda tekib mikroobide tegevuse tulemusel hapnikuvabades tingimustes näiteks toitainerikkastel märgaladel, mille rikkalik taimeistik annab pinnase mikroobikooslusele palju lagundatavat materjali. Pikemas perspektiivis (> 60 aastat) hinnates võivad roostikud kokkuvõttes toimida kasvuhoonegaaside sidujatena, sest suurel hulgal biomassi tekitav pilliroog seob taimeistikku palju süsinikdioksiidi (CO_2), mis on samuti oluline kasvuhoonegaas. Veekogude ääres olevate märgalade kasvuhoonegaaside heitkoguseid on siiski veel suhteliselt vähe uuritud^{5,26,30,66}.

Roostik pakub kaitset, pesapaiku ja toitu paljudele eluvormidele



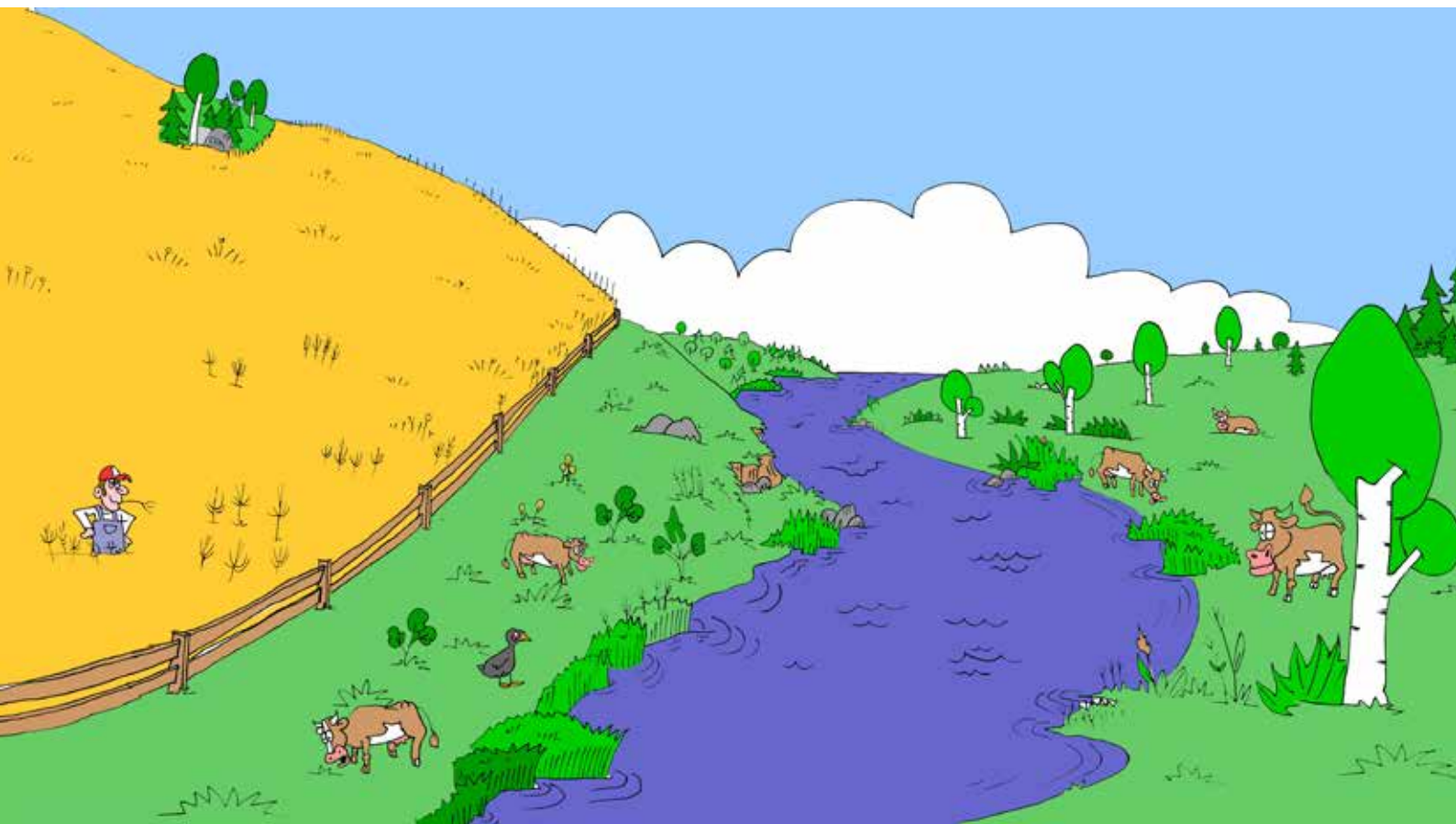
Rannakarjamaade kasutamise kavandamine

Looduskaitse eesmärkidel karjatatakse Eestis veekoguäärseid poollooduslike kooslusi. Kaitsealadel ja hoiualadel on võimalik taotleda Keskkonnaameti poolset toetust, kuid rannarohumaa kasutusele võtmiseks on vaja teha eelnevalt taastamistöid: eemaldada võsa või rajada karjaaedu. Loodushoiutoetuste taotlemiseks tuleks pöörduda Keskkonnaameti maahoolduse spetsialisti poole, kelle andmed võib leida Keskkonnaameti kodulehelt www.keskkonnaamet.ee. Peale rannaala taastamist planeeritakse maahoolduse spetsialistiga vajalik karjatamiskoormus ja muud hooldamisvõtted ning planeeritakse ka Maaelu arengukava poollooduslike koosluste meetme toetused.

Üldist teavet põllumajanduslike toetuste taotlemise kohta on võimalik saada Eesti Maaelu Arengukavast 2007–2013 (http://www.agri.ee/public/MAK_2007_2013_08_02_2007.pdf või <http://www.agri.ee/mak> või <http://www.pria.ee>).

Kui kavandatav karjatamisala ei kuulu toetuse taotlejale, tuleb selle kasutamise- ja rentimisvõimalusi uurida maaomanikult. Soovitatakse karjatamisplaanidest teavitamine juba algetapil, et karjatamist võiks alustada soodsas õhkkonnas ning erinevate huvirühmade seisukohti arvestades.

Rannakarjamaad jõeveeres. Järsuveerulisele vasakpoolsele kaldale on jäetud põllu alaossa kaitsevöönd ja jõega piirnev looduslik riba, mida hooldatakse karjatamise teel. Parempoolset tervenisti loodusliku karjamaana olevat randa hooldatakse poolloodusliku kooslusena.



Kui rannakarjamaade kasutamise ja toe hankimise mõte on sündinud, toimub taotlemine järgmiselt:

- 1) Maaomaniku ja rentimisvõimaluste selgitamine ja kirjaliku rendilepingu sõlmimine (kui ala ei kuulu taotlejale).
- 2) Kontakt Keskkonnaametiga, PRIA-ga või Põllumajandusameti konsulendiga lisainfo saamiseks.
- 3) Toetuse taotluse esitamine PRIA-le koos vajalike vormidega (pindalatoetuse vormid, Keskkonnaamet (KA) kinnitatud poollooduslike koosluste loetelu), põllumassiivide kaardiga, KA poolt kinnitatud poollooduslike alade kaardiga ja teabega kohustuse üleandmise-ülevõtmise kohta. Taotlus tuleb enne PRIA-le esitamist KA-s kinnitada.
- 4) PRIA teeb taotluste rahuldamise või rahuldamata jätmise otsused.



Pilt: Kimmo Härjämäki

Rannakarjamaade kasutamist kavandades on hea teha koostööd, võttes arvesse eri osapoolte seisukohti. Nii saadakse ala hooldamisel võimalikult paljusid osapooli rahuldav lõpptulemus.



Näidisobjekt Raisonlahti

Raisio linna territooriumil asuv Raisonlahti osaleb üle-riigilises linnuvete kaitseprogrammis. Raisonlahti on oluline rändlindude puhkepaik ja lindude pesitsemisala. Edela-Soome traditsiooniliste kultuurmaastike inventuuri käigus hinnati Raisonlahti lääne- ja idakalda rannaniidud taimestiku poolest kohalikul tasandil väärtuslikeks. Vastavalt looduskaitseadusele taotles Raisio linn endale kuuluva piirkonna kaitse alla võtmist ja maavalitsuse otsusega võeti umbes 28 hektari suurune ala 1984. aastal looduskaitse alla.

Raisonlahti mereäärsetel rannaniitudel on loomi karjatatud järjest alates aastast 1994, alguses veiseid ja hiljem lambaid. Enne seda oli karjatamises ligi kolmekümneaastane paus. Siirdumine veiste karjatamiselt lammaste karjatamisele ning sellele eelnenud pikk paus karjatamises oli tingitud ettevõtja vahetumisest ning asjast huvitatud ettevõtjate puudumisest. Karjatatava ala suurus on hetkel 27,8 hektarit ja ettevõtjana tegutseb Rymättylä lambafarm SikkaTalu. Lambakarjus Katja Sikka valvab lambaid koostöös kohalike elanike ja suviste karjustega. Vandalismi takistamiseks külastavad suviste karjustena tegutsevad karjakoerte kasvatajad piirkonda umbes neli korda nädalas ja sellele lisaks jälgivad ümbruskonna elanikud loomade heaolu pidevalt.

Raisonlahti taimestiku avatust ja vööndeid on püütud taastada lambaid karjatades. Karjatamise tulemusel on kuivade alade taimestik niidul püsinud madal ja ranna-vööndisse pääseb vähem toitaineid. Selle asemel on niisketel rannaaladel vaja roostikku niita ja purustada, sest lammastele ei meeldi viibida üleujutuse alla jäävatel märgaladel. Tuginiitmisega ühenduses korjatakse roostikku ära, et roostiku mädanevad jäätmed ei põhjustaks toitainete sattumist lopsaka taimestikuga madalasse ja mudase põhjaga Raisonlahte. Raisio linna poolt läbiviidava roostiku purustamise ja äestamisega püütakse tõhustada karjatamise mõju ja talitseda vajadusel roostiku kasvu. Kuid Raisonlahtis säilitatakse osadel maa-aladel ka roostik; avatud niitudel elunevate linnuliikide ning roostikulindude vahel püütakse nii säilitada tasakaalu. Piirkonna puhkeväärtus kohalike elanike jaoks on märkimisväärne, sest piirkonna kõrval kulgeb kergliiklustee ja keset heinamaad asetseb linnuvaatlustorn. Raisonlahti soppi ümbritseb Uikkupolku (Pütitee) ja nn Kukonpään (Kukepea) piirkonda omakorda Timalipolku (Habekasete), millele on andnud nime piirkonnas esinev haruldane linnuliik roohabekas. Suur ja avatud karjamaa kui tervik lisab niihästi maastiku kui bioloogilist mitmekesisust ning aeglustab lahe kinnikasvamist.

Borderkollid Roti ja Taku lambaid karjatamas. Pilt: Amy Fowler



Kirjandus

1. Aitto-oja S., Rautiainen M., Alhainen M., Svensberg M., Väänänen V.-M., Nummi P. & J. Nurmi (2010). Riistakosteikko-opas. Metsästäjäin Keskusjärjestö, Pohjanmaan Riistanhoitopiiri ja Helsingin yliopisto.
2. Begon M., Harper J.L. & C.R. Townsend (1996). Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Science Ltd.
3. Below A. & M. Mikkola-Roos (2007). Ruovikoiden ja rantaniittyjen hoidon merkitys linnuille. Teoses: Ikonen, I & E. Hagelberg (toim.). Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Suomen ympäristö 37: 24–29.
4. Berry N.R., Jewell P.L., Sutter F., Edwards P.J. & M. Kreuzer (2002). Selection, intake and excretion of nutrients by Scottish Highland suckler beef cows and calves, and Brown Swiss dairy cows in contrasting Alpine grazing systems. J. Agr. Sci. (2002) 139: 437–453.
5. Brix H., Sorrell B.K. & B. Lorenzen (2001). Are Phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? Aquat. Bot. 69:313–324.
6. Charlton G.L., Rutter S.M., East M. & L.A. Sinclair (2011). Effects of providing total mixed rations indoors and on pasture on the behavior of lactating dairy cattle and their preference to be indoors or on pasture. J. Dairy Sci. 84: 3875–3884.
7. Coppa M., Ferlay A., Monsallier F., Verdier-Metz I., Pradel P., Didienne R., Farruggia A., Montel M.C. & B. Martin (2011). Milk fatty acid composition and cheese texture and appearance from cows fed hay or different grazing systems on upland pastures. J. Dairy Sci. 94: 1132–1145.
8. Cordell D., Drangert J.-O. & S. White (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environ. Chang. 19: 292–305.
9. Cornwell, W.K. & P.J. Grubb (2003): Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. Oikos 100: 417–428.
10. Critchley C.N.R., Chambers B.J., Fowbert J.A., Sanderson R.A., Bhogal A. & S.C. Rose (2002). Association between lowland grassland plant communities and soil properties. Biol. Conserv. 105:199–215.
11. Fox A.D., Kahlert J. & H. Ettrup (1998). Diet and habitat use of moulting Greylag Geese Anser anser on the Danish island of Saltholm. Ibis 140: 676–683.
12. Hagelberg, E. (2007). Niittyliha – jaa, että mitä? [WWW-dokumentti] <http://www.vsperrinnemaisemat.net/Niittyliha_art.pdf> [viidattuna 11.10.2011].
13. Hagelberg E., Vuoristo M. & E. Raimoranta (2008). Järviruo'on käyttö rehuna. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 10/2008. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku.
14. Hansson P.-A. & H. Fredriksson (2004). Use of summer harvested common reed (*Phragmites australis*) as nutrient source for organic crop production in Sweden. Agr. Ecosyst. Environ. 102:365–375.
15. HELCOM (2009). Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B.
16. Huhta, A. (2007). To cut or not to cut? The relationship between Common Reed, mowing and water quality. Teoses: Ikonen I. & E. Hagelberg (toim.). Read up on reed! Lounais-Suomen ympäristökeskus
17. Håkanson L. & A.C. Bryhn (2008). Eutrophication in the Baltic Sea. Present situation, nutrient transport, processes, remedial strategies. Springer-Verlag, Berlin.
18. Hägg M., Degerman A., Pessa J. & T. Kovanen (2006). Erilaisten hoitomenetelmien ja -käytäntöjen vaikutus Perämeren rantaniittyjen kasvillisuuteen ja maisemaan. Teoses: Huuskonen A. (toim.). LUMOLAIDUN Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. Maa- ja elintarviketalous 79, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen: 17–65.
19. Härmä M. (2007). Ruovikot kalojen lisääntymisalueina rannikkovesissä. Teoses: Ikonen I. & E. Hagelberg (toim.), Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Suomen ympäristö 37: 46–49.
20. Ikonen I. (2007). Varsinais-Suomen ja Viron merenrantaniittyjen ominaispiirteistä ja putkilokasvilajistosta. Teoses: Ikonen I. & E. Hagelberg (toim.). Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. Suomen ympäristö 37/2007, s. 7–14.
21. Ikonen I. & E. Hagelberg (toim. 2007). Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. Suomen ympäristö 37/2007.
22. Jackson R.D., Allen-Diaz B., Oates L.G. & K.W. Tate (2006). Spring-water nitrate increased with removal of livestock grazing in a California oak savanna. Ecosystems 9: 254–267.
23. Jenkins T.G. & C.L. Ferrell (1994). Productivity through weaning of nine breeds of cattle under varying feed availabilities: I. Initial evaluation. J. Anim. Sci. 72, 2787–2797.
24. Jewell P.L., Käuferle D., Güsewell S., Berry N.R., Kreuzer M. & P.J. Edwards (2007). Redistribution of phosphorus by cattle on traditional mountain pasture in the Alps. Agr. Ecosyst. Environ. 122: 377–386.
25. Kaartokallio H., Knuutila S., Pitkänen H. & P. Ekholm. Rehevoityminen. [WWW-dokumentti] <http://www.itameriportaali.fi/tietoa/uhat/rehevoityminen/fi_FI/rehevoityminen/> [viidattuna 19.10.2011].
26. Kankaala P., Käki T., Mäkelä S., Ojala A., Pajunen H. & L. Arvola (2005). Methane efflux in relation to plant biomass and sediment characteristics in stands of three common emergent macrophytes in boreal mesoeutrophic lakes. Glob. Change Biol. 11: 145–153.
27. Kauppinen T., Lähteenoja S. & M. Lettenmeier (2008). Kotimaisten elintarvikkeiden materiaalipanokset. ElintarvikkeMIPS. Maa- ja elintarviketalous 130. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jokioinen.
28. Larsson U., Elmgren R. & F. Wulff (1985). Eutrophication and the Baltic Sea: Causes and consequences. Ambio 14: 9–14.

29. Lignell R., Seppälä J., Kuuppo P., Tamminen T., Andersen T. & I. Gismervik (2003). Beyond bulk properties: responses of coastal summer plankton communities to nutrient enrichment in the northern Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.* 48: 189-209.
30. Liikanen A., Silvennoinen H., Karvo A., Rantakokko P. & P.J. Martikainen (2009). Methane and nitrous oxide fluxes in two coastal wetlands in the northeastern Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Boreal Env. Res.* 14: 351-368.
31. Loigu, E., Velner, H-A., Iital, A. & M. Pärnapuu (2011). Hajureostuse dünaamika loodus- ja põllumaadelt (1960–2010). TTÜ Kirjastus, Tallinn.
32. Loonen M.J.J.E. & D. Bos (2000). Geese in the Wadden Sea: an effect of grazing on habitat preference. Teoses: Wolff W.J., Essink K., Kellermann A. & van Leeuwe (toim.). Challenges to the Wadden Sea. Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium, Groningen 2000. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries / University of Groningen: 107- 119.
33. Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. & D.A. Wardle (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
34. Mamolos A.P., Nikolaidou A.E., Pavlatou-Ve A.K., Kostopoulos S.K. & K.L. Kalburtji (2011). Ecological threats and agricultural opportunities of the aquatic cane-like grass *Phragmites australis* in wetlands. *Sustainable Agricultural Reviews* 7: 251–275
35. Marrs R.H. (1993). Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions. *Adv. Ecol. Res.* 24: 241-300.
36. Metsähallitus (2006). Mietoistenlahden hoito- ja käyttösuunnitelma. Metsähallituksen luonnonsuojeluväljaanneja, sarja C 5.
37. Meyerson LÄ, Saltonstall K., Windham L., Kiviat E. & S. Findlay (2000). A comparison of phragmites australis in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecol. Manage.* 8: 89-103.
38. Montaño-Bermudez M., Nielsen M.K. & G.H. Deutcher (1990). Energy requirements for maintenance of crossbred beef cattle with different genetic potential for milk. *J. Anim. Sci.* 68, 2279-2288.
39. MTT, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (2011). Rehutaulukot ja ruokintasuositukset. [WWW-dokumentti] <<http://www.mtt.fi/rehutaulukot>> [viidatud 28.2.2012].
40. Niemelä M., Huuskonen A., Jaakola S., Joki-Tokola E. & M. Hyvärinen (2006). Perämeren rantalaidunten eläintuotos, rehuntuotantokyky ja rehun laatu. Teoses: Huuskonen A. (toim.). LUMOLAIDUN. Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. Maa- ja elintarviketalous 79, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen, s. 110–135.
41. Niemelä M. (2009). Biotic interactions and vegetation management on coastal meadows. Väitöskirja. *Acta Universitatis Ouluensis* 529.
42. Niemelä M., Huuskonen A., Jaakola S., Joki-Tokola E. & M. Hyvärinen (2008). Coastal meadows as pastures for beef cattle. *Agr. Ecosyst. Environ.* 124: 179-186.
43. Oates L.G., Jackson R.D. & B. Allen-Diaz (2008). Grazing removal decreases the magnitude of methane and the variability of nitrous oxide emissions from spring-fed wetlands of a California oak savanna. *Wetlands Ecol. Manage.* 16: 395-404.
44. Olmos G., Boyle L., Hanlon A., Patton J., Murphy J.J. & J.F. Mee (2009) Hoof disorders, locomotion ability and lying times of cubicle-housed compared to pasture-based dairy cows. *Livestock Science* 125: 199-207.
45. Olsen Y.S., Dausse A., Garbutt A., Ford H., Thomas D.N. & D.L. Jones (2011). Cattle grazing drives nitrogen and carbon cycling in a temperate salt marsh. *Soil Biol. Biochem.* 43: 531-541.
46. Pakanen V.-M., Luukkonen A. & Koivula K. (2010). Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodivers. Conserv.* 20: 2057-2073.
47. Pehrson I. (1998). Betesmark. Teoses: Höök Patriksson K. (toim.). Skötselhandbok för gårdens natur- och kulturvärlden. Jordbruksverket, Jönköping. s. 59–75.
48. Pihlatie M. (2009). Typpi ravinteena ja ilmaston lämmittäjänä. *Ilmansuojelu* 5: 4-9.
49. Pitkänen H. (2008). Itämeren rehevöityminen – onko mitään tehtävissä? Tieteessä tapahtuu 5/2008.
50. Pitkänen T. (2006). Missä ruoko kasvaa. Järviruokoalueiden satelliittikartoitus Etelä-Suomen ja Viron Väinämeren alueella. Turun ammattikorkeakoulu, Turku.
51. Post D.M., Taylor J.P., Kitchell J.F., Olson M.H., Schindler D.E. & B.R. Herwig (1998). The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conserv. Biol.* 12:910-920.
52. Puustinen M. & J. Jormola (2009). Monivaikutteisen kosteikon perustaminen ja hoito. Maatalouden ympäristötuen erityistuet. Maaseutuvirasto.
53. Pykälä J. (2000). Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conserv. Biol.* 14: 705–712.
54. Pykälä J. (2001). Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Suomen ympäristökeskus.
55. Pykälä J. (2007). Laidunnuksen ja niiton vaikutukset merenrantaniittyjen kasvilajikoostumukseen. Teoses: Ikonen I & E. Hagelberg (toim.). Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virossa. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Suomen ympäristö 37: 59-63.
56. Rasa K. (2011). Physical properties of a boreal clay soil under differently managed perennial vegetation. Väitöskirja. *MTT Science* 17.
57. Rasa K., Rätty M. & J. Uusi-Kämpä (2007). Suojavyöhykkeen iän ja hoidon vaikutus suojavyöhykkeen toimintaan (lyhenne SUOTO). Loppuraportti, MMM/Makera rahoittama hanke 20052007. Helsingin yliopisto, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. Pro Terra 34/2007.
58. Rassi P., Hyvärinen E., Jüslén A. & I. Mannerkoski (toim. 2010). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
59. Reinikainen M., Hyvärinen M., Jokinen H., Nevalainen A., Aikio S., Koivula K., Markkola A., Niemelä M. & V.-M. Pakanen (2011). Rannikkoalueet. Teoses: Bergström I., Mattsson T., Niemelä E., Vuorenmaa J. & M. Forsius (toim.). Ekosysteemipalvelut ja elinkeinot - haavoittuvuus ja sopeutuminen muuttuvaan ilmastoon. VACCIA-hankkeen yhteenvetoraportti. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 26/2011. s. 34–39.

60. Risku-Norja H., Hietala R., Virtanen H. & H. Ketomäki (2007). Paikallinen ruokajärjestelmä: ruoantuotanto ja kulutus sekä ympäristövaikutukset. Aineisto ja menetelmät. MTT Taloustutkimus, MTT:n selvityksiä 135.
61. Rintala T. & P. Ahlroth (2007). Matsalun merenrantaniittyjen luteista ja muista hyönteisistä. Teoses: Ikonen I. & E. Hagelberg (toim.). Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Suomen ympäristö 37: 42-45.
62. Räsänen L. (2011). Hyvä paha soija. [WWW-dokumentti] <<http://www.sil.fi/luontojaymparisto/energiajailmastomuutosfilmastolautasella/sisallys-ilmasto-lautasella/hyva-paha-soija>> [viidatut 11.10.2011].
63. Rätty M., Horn R., Rasa K., Yli-Halla M. & L. Pietola (2010a). Compressive behaviour of the soil in buffer zones under different management practice in Finland. *Agric. Food Sci.* 19: 160-171.
64. Rätty M., Uusi-Kämpä J., Yli-Halla M., Rasa K. & L. Pietola (2010b). Phosphorus and nitrogen cycles in the vegetation of differently managed buffer zones. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 86: 121-132.
65. Saarijärvi K. (2008) Nitrogen cycling on intensively managed boreal dairy pastures. Väitöskirja. Agrifood Research Reports 134. MTT Agrifood Research Finland.
66. Saarnio S., Winiwater W. & J. Leitão (2009). Methane release from wetlands and watercourses in Europe. *Athmos. Environ.* 43: 1421-1429.
67. Schaich H., Szabó I. & T.A.M. Kaphegyi (2010). Grazing with Galloway cattle for floodplain restoration in the Syr Valley, Luxembourg. *J. Nature. Conserv.* 18: 268-277.
68. Schulman A., Alanen A., Hæggström C.-A., Huhta A.-P., Jantunen J., Kekäläinen H., Lehtomaa L., Pykälä J. & M. Vainio (2008). Perinnebiotoopit. Teoses: Raunio A., Schulman A. & T. Kontula (toim.). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa 2: Luontotyyppien kuvaukset Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 6/2011: 397-465.
69. Silvennoinen H., Hietanen S., Liikanen A., Stange F., Russow R., Kuparinen J. & P.J. Martikainen (2007). Denitrification in the River Estuaries of the northern Baltic Sea. *Ambio* 36: 134-139.
70. Stevens C.J., Dise N.B., Mountford J.O. & D.J. Gowing (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303: 1876-1879.
71. Suojavyöhykkeiden hoitokortti (2006). Lounais-Suomen ympäristökeskus, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Maa- ja metsätalousministeriö. [WWW-dokumentti] <<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=57346&lan=fi>> [viidatut 18.10.2011].
72. Svensson R. (1998) Strandbeten och strandängar. Teoses: Höök Patriksson K. (toim.). Skötselhandbok för gårdens natur- och kulturvärlden. Jordbruksverket, Jönköping. s. 97-109.
73. Turtola, E. & A. Jaakkola (1995). Loss of phosphorus by surface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agric. Scand., Section B, Soil and Plant Science* 45: 159-165.
74. Uusi-Kämpä J. & A. Palojarvi (2006). Suojakaistojen tehokkuus kevätilijamaalla ja laitumella. Teoses: Virkajärvi, P. & J. Uusi-Kämpä (toim.). Laitumien ja suojavyöhykkeiden ravinnekierro ja ympäristökuormitus. Maa- ja elintarviketalous 76: 101-137. [WWW-dokumentti] <<http://www.mtt.fi/met/pdf/met76.pdf>> [viidatut 11.10.2011], vörguväljaanne uuendatud 20.4.2006.
75. Uusi-Kämpä J., Turtola E., Närvänen A., Jauhiainen L. & R. Uusitalo (2011). Phosphorus mitigation during springtime runoff by amendment applied to grassed soil. *Journal of Environ. Qual.*, doi:10.2134/jeq2010.0441.
76. Uusitalo R., Ekholm P., Turtola E., Pitkänen H., Lehtonen H., Granlund K., Bäck S., Puustinen M., Räike A., Lehtoranta J., Rekolainen S., Walls M. & P. Kauppila (2007). Maatalous Itämeren rehevöittäjänä. Maa- ja elintarviketalous 96.
77. Vainio M., Kekäläinen H., Alanen A. & J. Pykälä (2001). Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
78. Valpasvuo-Jaatinen P. (2007). Suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito. Maatalouden ympäristötuen erityistuet. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
79. Varsinais-Suomen ELY-keskus (2010). Monivaikutteisen kosteikon hoito. Maaseutuverkosto, Varsinais-Suomen ELY-keskus. Edita Prima Oy. [WWW-dokumentti] <<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=118723&lan=fi>> [viidatut 18.10.2011].
80. Virkajärvi P., Huhta H. & T.J. Hokkanen (2006). Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994–2005. Teoses: Huuskonen A. (toim.). LUMOLAIDUN. Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. Maa- ja elintarviketalous 79, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen, s. 145–181.
81. Wrage N., Strodthoff J., Cuchillo H.M., Isselstein J. & M. Kayser (2011). Phytodiversity of temperate permanent grasslands: ecosystem services for agriculture and livestock management for diversity conservation. *Biodivers. Conserv.*, doi: 10.1007/s10531-011-0145-6.
82. WWF (2011). Naturbeteskött – naturligt, gott och nyttigt! [WWW-dokumentti]. <<http://www.wwf.se/vrt-arbete/jordbrukslandskap/naturbete-och-naturbeteskt/1129747-naturbeteskt-intro>> [viidatut 11.10.2011].
83. Ympäristöministeriö (2010). Kotieläintalouden ympäristönsuojeluohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2010, Edita Prima Oy, Helsinki.

Marika Niemelä

LOOMAD RANDA – JAH VÕI EI?

Rannakarjamaade säästva kasutamise juhend

Pärast aastakümneid kestnud umbekasvamist on siseveekogude ja mereranna äärsete rannaniitude kasutamine karjamaadena hakanud tasapisi taastuma. Tänapäeval on rannaniitude hooldamisel keskseks eesmärgiks taastada ja säilitada avatud niitudega pärandmaastikke ning neist sõltuvaid elusorganisme. Kuid olukord on keeruline: avatud rannaniitude asemel on nüüd rannamaastikel sageli valdavaks kadastikud, kõrgrohustu või tihedad roostikud.

Kogu Soome rannikualal on mereäärseid rannaniitusid hinnanguliselt järel veel 4200 hektarit ehk 1950ndate aastate pindaladega võrreldes umbes 10%. Olukord on suures osas samasugune ka Eestis ja Rootsis, kus väärtuslikeks tunnistatud rannaniitusid on säilinud vastavalt umbes 5100 ja 8000 hektarit. Alates 1995. aastast on tänu poollooduslike koosluste toetusele olnud võimalik alustada paljude rannaniitude hooldamist. Õigesti teostatuna parandab rannaniitude kasutamine karjamaana ka kariloomade heaolu.



Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
Närings-, trafik- och miljöcentralen
Centre for Economic Development, Transport and the Environment



CENTRAL BALTIC
INTERREG IV A
PROGRAMME
2007-2013



EUROPEAN UNION
EUROPEAN REGIONAL DEVELOPMENT FUND
INVESTING IN YOUR FUTURE

THIS PUBLICATION REFLECTS ADMINISTRATORS' VIEWS AND THE MANAGING AUTHORITY OF THE CENTRAL BALTIC INTERREG IV A PROGRAMME 2007-2010 CANNOT BE HELD LIABLE FOR THE INFORMATION PUBLISHED BY THE ADMINISTRATORS.