

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
BIOLOĢIJAS FAKULTĀTE
BOTĀNIKAS UN EKOLOĢIJAS KATEDRA

SMILTĀJA NEĻĶES (*DIANTHUS ARENARIUS*)
IZPLATĪBAS MODELĒŠANA PELĒKAJĀS KĀPĀS
IZMANTOJOT ATTĀLĀS IZPĒTES DATUS

Maģistra darbs

Autors: Laura Celma

Stud. apl. Nr. lc11026

Darba vadītājs: Dr. biol. Didzis Tjarve

Recenzente: Asoc. prof. Dr. biol. Didzis Elferts

Katedras vadītājs: Asoc. prof. Didzis Elferts

RĪGA 2016

Kopsavilkums

Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) izplatības modelēšana pelēkajās kāpās izmantojot attālās izpētes datus

Laura Celma 2015.

Smiltāja neļķe (*Dianthus arenarius*) ir Latvijā reti sastopama, aizsargājama vaskulāro augu suga. Tās pasuga *Dianthus arenarius* subsp. *arenarius* ir aizsargājama visā Eiropas Savienības (ES) līmenī. Lai būtu iespējams mainīt esošo situāciju, nepieciešams iegūt vairāk datu par sugas izplatību ietekmējošajiem faktoriem, kā arī noskaidrot iespējamās smiltāja neļķu augšanas vietas, ar mērķi precizēt sugas populācijas lielumu. Mūsdienās nereti sugu iespējamā izplatība pētāmajā teritorijā tiek modelēta, balstoties uz attālās izpētes datiem.

Lai noskaidrotu smiltāja neļķes izplatību ietekmējošos faktorus, Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās izveidoti 233 apļveida parauglaukumi ($D=3$ m) vietās ar un bez pētāmās sugas klātbūtni. Šie dati analizēti izmantojot GLM (Vispārinātie lineārie modeļi) analīzi. Izmantojot NDVI (normalizētais diferencētais veģētācijas indekss), analizēta veģētācija pētāmajā teritorijā un NDVI vērtību saistība ar smiltāja neļķu izplatību. Izmantojot multispektrālu teritorijas ortofoto, izveidots GLM modelis, kurš ataino spektrālo joslu saistību ar smiltāja neļķu izplatību. Balstoties uz šo modeli, prognozēta sugas izplatība pētāmajā teritorijā.

GLM analīzē iegūti 4 modeļi, kuri ataino smiltāja neļķi ietekmējošos faktorus pelēkajās kāpās. Par vislabāko uzskatāms modelis, kurā atainota mežam tipisko sūnu un ķērpju mijiedarbības ietekme uz pētāmo sugu (izskaidrotā variācija 75%). Savukārt sugas segumu ietekmē graudzāļu, lakstaugu, atklātu laukumu, parasto milteņu un mežam tipisko sūnu seguma kombinācija (izskaidrotā variācija 40 %). Noskaidrots arī, ka starp NDVI un smiltāja neļķes klātbūtni pastāv statistiski būtiska negatīva korelācija ($r=-0.41$), kā arī statistiski būtiska negatīva korelācija pastāv starp smiltāja neļķes segumu un NDVI vērtībām ($r=-0.46$). GLM analīzē noskaidrots, ka multispektrālā attēla 2. un 3. joslas kombinācija visvairāk saistīta ar smiltāja neļķes izplatību pelēkajās kāpās (izskaidrotā variācija 21%). Rezultātā izveidotais smiltāja neļķes iespējamās izplatības modelis uzskatāms par vidēji labu, jo starp prognozētajiem un reālajiem datiem nepastāv statistiski būtiska atšķirība, RMSE (vidējā kvadrātiskā kļūda) = 0.54.

Maģistra darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Botānikas un ekoloģijas katedrā, laika posmā no 2015. gada augustam līdz 2016. gada maijam.

Atslēgas vārdi: *Dianthus arenarius*, attālā izpēte, pelēkās kāpas, NDVI, GLM.

Summary

Sand pink (*Dianthus arenarius*) distribution modelling in gray dunes using remote sensing data

Laura Celma 2015.

Sand pink (*Dianthus arenarius*) is rare protected species of vascular plants in Latvia. Its subspecies *Dianthus arenarius* subsp. *arenarius* is protected throughout the European Union. To be able to change the situation, it is necessary to collect more data about the factors influencing species distribution, as well as investigate potential sand pink growing locations, with the aim of clarifying the species population size. Nowadays often potential distribution of the species is modelled based on remote sensing data.

To find out factors influencing sand pink distribution in grey dunes 233 circle shape sample plots (D= 3m) in places with presence and absence of sand pink was made in Nature Reserve "Užava". These data were analysed using GLM (Generalized linear models) analysis. Vegetation in the research territory and relationship with sand pink distribution was analysed using NDVI (Normalized Difference Vegetation index). Using multispectral orthophoto, GLM model was established which represents the spectral band relationship with sand pink distribution. Based on this model the species distribution in exploring area was predicted.

Four GLM models were established, which represents sand pink influencing factors in the gray dunes. The best model represents the typical forest moss and lichen interaction effect on the exploring species (explained variation 75%). By contrast, species coverage affects combination of grasses, herbaceous, open sandy space, common bearberry and typical forest moss cover (explained variation 40%). Also it is found that between NDVI and sand pink presence ($r = -0.46$), sand pink cover ($r = -0.41$) is statistically significant negative correlation. GLM analysis showed that 2. and 3.band combination of multispectral image is most associated with sand pink distribution in the gray dunes (explained variation 21%). The created potential distribution model is considered as an average, because between predicted and real data, there is no statistically significant difference, RMSE (root mean square) = 0.54.

Master's thesis has been developed in Latvian University faculty of Botany and Ecology, during the period from August 2015 to May 2016.

Keywords: *Dianthus arenarius*, remote sensing, gray dunes, NDVI, GLM.

Saturs

Ievads.....	6
1. Literatūras apskats	8
1.1. Smiltāja neļķes (<i>Dianthus arenarius</i>) raksturojums	8
1.1.1. Smiltāja neļķes izplatība un aizsardzība.....	9
1.2. Užavas dabas liegums.....	11
1.2.1. Pelēkās kāpas	13
1.2.2. Ar lakstaugiem klātas pelēkās kāpas (2130*).....	14
1.2.3. Pelēkās kāpas ar sīkkrumu audzēm (2140*).....	15
1.2.4. Pelēkās kāpas ar ložņu kārklu (2170*)	16
1.3. Smiltāja neļķu populācijas izplatību ietekmējošie faktori	17
1.4. Attālās izpētes vispārīgs raksturojums.....	18
1.5. Attālās izpētes datu iegūšana	19
1.7. Attālās izpētes datu pielietojamība pētījumos ekoloģijā.....	20
2. Materiāli un metodes	24
2.1. Pētāmās teritorijas raksturojums.....	24
2.2. Lauka datu ievākšana.....	25
2.3. Datu statistiskā apstrāde.....	26
2.4. Teritorijas multispektrālā attēla analīze	27
2.4.1. Normalizētā diferencētā veģetācijas indeksa aprēķināšana	27
2.4.2. Smiltāja neļķes (<i>Dianthus arenarius</i>) sastopamības modelēšana.....	29
2.4.3. Izveidotā smiltāja neļķes izplatības modeļa efektivitātes pārbaude	30
3. Rezultāti.....	31
3.1. Smiltāja neļķes izplatību ietekmējošie faktori pelēkajās kāpās	31
3.2. Teritorijas spektrālā attēla analīze.....	33
3.2.1. Normalizētais diferencētais veģetācijas indekss un tā aprēķināšana	33

3.3.2. Smiltāja neļķes (<i>Dianthus arenarius</i>) sastopamības modelēšana.....	35
3.3.3. Izveidotā smiltāja neļķes izplatības modeļa pārbaude.....	36
4. Diskusija	37
4.1. Smiltāja neļķu izplatību ietekmējošie faktori pelēkajās kāpās.....	37
4.2. Normalizētais diferencētais veģetācijas indekss un tā aprēķināšana	39
4.3. Smiltāja neļķes (<i>Dianthus arenarius</i>) sastopamības modelēšana.....	41
4.4. Izveidotā smiltāja neļķes izplatības modeļa pārbaude	42
Secinājumi	44
Pateicības.....	45
Literatūras saraksts	46
Pielikumi.....	53

Ievads

Smiltāja neļķe (*Dianthus arenarius*) ir iekļauta Ministru kabineta īpaši aizsargājamo sugu sarakstā (LR MK noteikumi Nr. 396.), savukārt smiltāja neļķes pasuga *Dianthus arenarius* subsp. *arenarius* ir aizsargājama ne tikai Latvijā, bet arī visas ES līmenī. Tā ir iekļauta Biotopu direktīvas 2. pielikumā (Council Directive 92/43/EEC 1992). Visām ES dalībvalstīm, kuru teritorijā konstatētas šīs pasugas atradnes ir pienākums ik pēc sešiem gadiem sniegt informāciju par šīs pasugas stāvokli.

Tradicionāli, lai ievāktu datus par kādu interesējošo sugu tiek veikti monitoringi dabā. Tie bieži vien izvērsas par ļoti laikietilpīgu un reizē arī dārgu procesu. Šī iemesla dēļ pasaulē arvien populārākas kļūst monitoringu, biotopu izpētes programmas, kuras izmanto ne tikai tradicionālās datu ievākšanas metode, bet arī datus, kas iegūti izmantojot attālās izpētes tehnoloģijas (Graf et al. 2009). Analizējot pieejamo informāciju par mūsdienās pieejamām attālās izpētes tehnoloģijām, atrasts salīdzinoši maz informācijas par to pielietošanu kāpu biotopu monitorēšanu, modelēšanu. Pārsvarā tie veidoti kopējās veģetācijas izmaiņu konstatēšanai, nevis kādai konkrētai sugai. Pieejamos literatūras avotos netika atrasts neviens pētījums saistībā ar attālās izpētes datu izmantošanu smiltāja neļķes izplatības un ietekmējošo faktoru analizēšanā.

Balstoties uz faktu, ka Latvijā smiltāja neļķes izplatība joprojām ir neskaidra, nolemts maģistra darbam izvirzīt mērķi izveidot smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) populācijas izplatības modeli pelēkajās kāpās, kā arī novērtēt pētāmās sugas izplatības saistību ar NDVI. Šo indeksu samērā bieži izmanto attātajā izpētē ar ekoloģiju saistītos pētījumos, lai no attāluma novērtētu veģetācijas, segumu, kvalitāti pētāmajā teritorijā (Tian et al. 2016).

Lai šo mērķi sasniegtu, izvirzīti šādi uzdevumi:

- 1) noskaidrot smiltāja neļķes augšanai piemērotās un nepiemērotās vietas Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās un raksturot to veģetāciju un zemesseguma struktūru,
- 2) ar statistisko metožu starpniecību noskaidrot smiltāja neļķes izplatību ietekmējošos faktorus,
- 3) izveidot NDVI karti pētāmajai teritorijai un ar statistisko metožu palīdzību pārbaudīt iegūto vērtību saistību ar smiltāja neļķes izplatību un segumu,

4) ar statistisko analīžu starpniecību noskaidrot multispektrālā attēla joslas, kuras visvairāk saistītas ar smiltāja neļķes izplatību un balstoties uz šo informāciju izveidot sugas izplatības modeli,

5) lauka pētījumos pārbaudīt izveidoto smiltāja neļķes iespējamās izplatības modeli.

1. Literatūras apskats

1.1. Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) raksturojums

Smiltāja neļķe *D. a. subsp. arenarius* ir vidēja lieluma (10 - 15 cm) daudzgadīgs neļķu dzimtas lakstaugs. Visbiežāk veido blīvus cerus. Stublājs stāvs vai pacils ar lineārām 2 - 5 cm garām un 0.1 - 0.3 cm platām lapām. Lapas zilganzaļas ar gludām malām un smailu galu. Lapu plātnes apakšpuse klāta ar maziem matiņiem. Smiltāja neļķes veido gan neauglīgus, gan auglīgus dzinumus ar ziediem. Neauglīgie dzinumi visbiežāk veido blīvus cerus. Ziedi trīsstūra formas, smaili ar baltām vai gaiši sārtām vainaglapām, kurām bārkstains gals (Priedītis 2014). Ziedam raksturīgs relatīvi garš kauss, kurā tiek ražots daudz nektāra un smaržvielu. Smiltāja neļķes ziedu baltā krāsa un smarža, kura pastiprinās nakts laikā, piesaista tumsā aktīvos apputeksnētājus. Tā ir atšķirība no citām sugām, piemēram, parastās dzirkstelītes (*D. deltoideus*), kuras apputeksnēšanu veic gaismā aktīvie kukaiņi - tauriņi (Kulju et al. 2016). Ziedēšanas laiks ir vasaras beigās – jūlijs, augusts (Priedītis 2014).

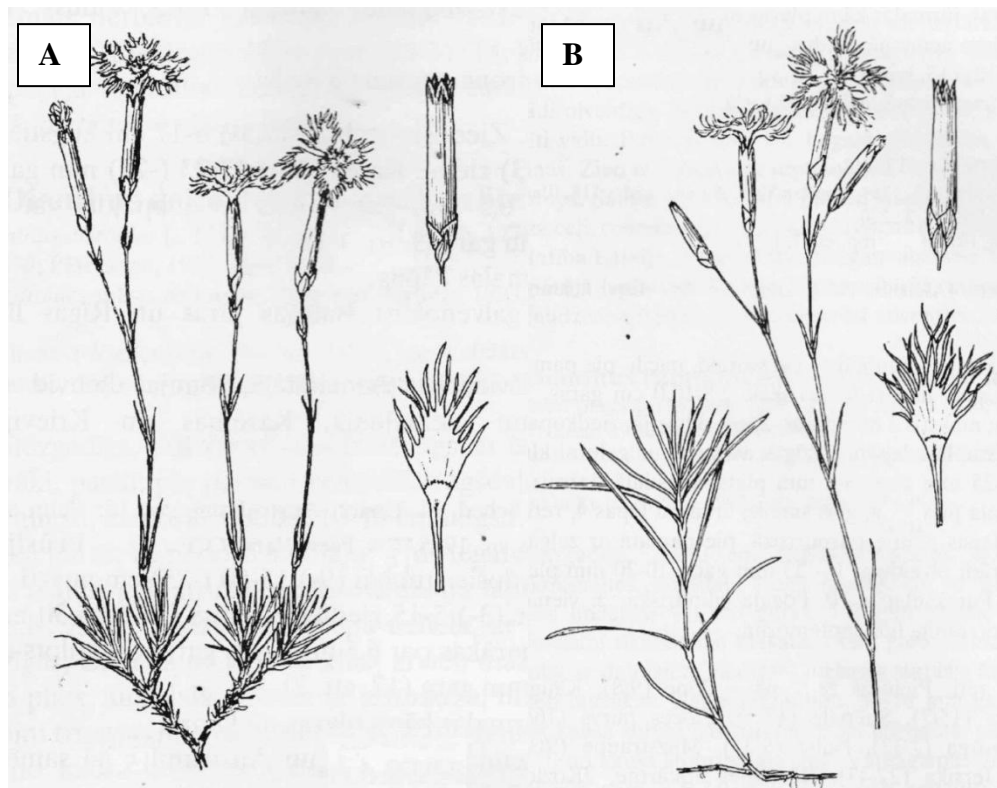
Zviedrijas dienvidos, „*Natura 2000*” iekļautā teritorijā veiktā pētījuma rezultātā smiltāja neļķe novērtēta pēc Ellenberga ekoloģiskās skalas. Tai piedēvētas šādas indikatorvērtības: apgaismojums (L)=8 (skala no 1-9, kur 1 apzīmē ēnmiļus, bet 9 izteiktus saulmiņus), augsnes pH (R)=7 (skala no 1-9, kur 1 apzīmē skābas augsnes, bet 9 izteikti kaļķainas, bāziskas), slāpekļa daudzums augsnē (N)=1 (skala no 1 līdz 9, kur 1 apzīmē augsnes ar niecīgu slāpekļa daudzumu, bet 9- augsni ar lielu slāpekļa daudzumu tajā) (McCollin et al. 2000, Schnoor et al. 2015).

Smiltāja neļķei izdala četras pasugas: *D. a. subsp. arenarius*, *D. a. subsp. pseudoserotinus* (Blocki) Tutin, Prūsijas smiltāja neļķe (*D. a. subsp. borussicus* Vierh.) un *D. a. subsp. pseudosquarosus* (Novak) Kleop. Visbiežāk Eiropā konstatēta Prūsijas Smiltāja neļķe (Jalas, Suominen 1987, Hassler 2016).

Latvijā sastopamas divas pasugas *D. a. subsp. arenarius* un *D. a. subsp. borussicus* (Prūsijas smiltāja neļķe) (Priedītis 2014). Tās vizuāli ir ļoti līdzīgas, tādēļ tās iespējams viegli sajaukt. Pasugas atšķiramas pēc morfoloģiskām pazīmēm: veģetatīvo dzinumu garuma, ziedkopas izmēriem un stublāja galā izvietoto ziedu skaita (Pihu, Pruler 2010).

D. a. subsp. arenarius veido blīvāku ceru, tām ir stingrāks, īsāks (līdz 17 cm augsts) stublājs, kā arī ziednesī parasti tikai 1, ļoti retos gadījumos vairāk ziedu, maksimums trīs (Gavrilova 1999, Priedītis 2014). Zieda kauss 17 - 23 mm garš, vainaglapas plātne 9-15 mm gara.

Savukārt Prūsijas smiltāja neļķe parasti veido skrajus cerus, ziedošie dzinumi garāki nekā *D. a.* subsp. *arenarius*. Tie parasti ir 15 - 50 cm gari. Atšķirībā no otras pasugas Prūsijas smiltāja neļķes ziednesī parasti vērojami 5 - 15 ziedi, kuru vainaglapas plātne ir 16 - 23 mm gara (Gavrilova 1999, Priedītis 2014) (1.att.).



1. attēls. Latvijas teritorijā sastopamās smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) pasugas (Gavrilova 1999.). A- *Dianthus arenarius* subsp. *arenarius*, B- *Dianthus arenarius* subsp. *borussicus*.

Figure 1. The subspecies of Sand pink (*Dianthus arenarius*) that can be found in the territory of Latvia. A- *Dianthus arenarius* subsp. *arenarius*, B- *Dianthus arenarius* subsp. *borussicus*.

Dažas neļķu ģintis (*Dianthus* L.) sugas tiek kultivētas un izmatotas kā krāšņumaugi piemājas dārzos, kā arī intensīvās smaržas dēļ – parfimērijā (Jurgens et al. 2003).

1.1.1. Smiltāja neļķes izplatība un aizsardzība

Pie neļķu dzimtas (*Caryophyllaceae* Juss.) pieder aptuveni 80 neļķu ģintis un 2100 sugas. To izplatības areāls ir Eiropas un Āzijas, galvenokārt mērenā josla, Āfrika (krasta joslas kalnu apvidos un dienvidu daļā) un Ziemeļamerika (Gavrilova 1999).

Smiltāja neļķes sastopamas Austrumu un Centrālajā Eiropā. Latvijas teritorijā to izplatība ir nevienmērīga un samērā reta (Priedītis 2014). Smiltāja neļķes pasuga *D. a.* subsp. *arenarius*

Atskaitē, kura publicēta 2013. gadā, ziņots, ka vissliktākajā stāvoklī atrodas *D. a. subsp. arenarius* populācijas Lietuvā un Zviedrijā, jo tur tās strauji samazinās, kā arī negatīvas izmaiņas vērojamas biotopos, kuros sastopama šī augu suga. Eksperti arī atzinuši, ka nepieciešams veidot aizsardzības plānus, kas pasargātu sugas populāciju no izzušanas. Salīdzinoši labāk novērtētas *D. a. subsp. arenarius* populācijas Latvijā un Igaunijā. Tās nav kritiskā stāvoklī, lielums, izplatība nesamazinās, bet tomēr nepieciešams veikt papildus aizsardzības pasākumus, lai stāvoklis nepasliktinātos (Anonymous 2013a).

Pētījumā 2013.gadā noskaidrots, ka smiltāju nelķu populācijas blīvums Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās ar ložņu kārklu ir 546 ind./ha, ziedošo īpatņu blīvums 361 ind./ha, neziedošo- 185 ind./ha. Savukārt mežaino piejūras kāpu silā tas bija 268 ind./ha, no kuriem ziedošo indivīdu blīvums 146 ind./ha un neziedošo 112 ind./ha (Celma 2014).

1.2.Užavas dabas liegums

Užavas dabas liegums atrodas Ventspils novada Užavas pagastā, Baltijas jūras piekrastē. Tas dibināts 1922. gadā ar mērķi aizsargāt retās augu sugas, jūrmalas zilpodzes (*Eryngium maritimum*) atradnes. 1999. gadā, balstoties uz Ministru kabineta (MK) noteikumiem Nr. 212 „Noteikumi par dabas liegumiem”, tam noteikta 301 ha liela platība. 2004. gadā liegumam apstiprinātas šī brīža robežas, atvēlot tam 3008 ha lielu platību, no kuras 1236 ha veido sauszeme (jūra robeža noteikta pa 10m izobātu), nodrošinot aizsardzību unikālai atklāto pelēko kāpu ainavai, dažādiem piekrastes un meža biotopiem un daudzām aizsargājamajām sugām. 2005. gada rudenī teritorija iekļauta „Natura 2000” tīklā, klasificējot to kā C tipa teritoriju (teritorija īpaši aizsargājamo sugu un biotopu aizsardzībai). Užavas dabas liegumā konstatēti 10 Eiropas nozīmes un 6 Latvijas nozīmes aizsargājamie biotopi (Anonīms 2014).

Lieguma teritorijā atrodami arī unikāli ģeoloģiskie objekti (Anonīms 2014), piemēram, paraboliskās kāpas, kuras veidojušās pārpūšamo smilšu deficīta apstākļos. To veidošanās sākumā notiek smilšu izpūšana pret jūru vērstajā kāpas nogāzē. Smilšu uzkrāšanās vērojama aizvēja pusē. Procesam turpinoties, notiek kāpas ieliekšanās un izstiepšanās iekšzemes virzienā. Rezultātā veidojas paraboliska kāpa ar jūras pusē stāvāku, bet iekšzemes pusē lēzenāku nogāzi. Smilšu pārpūšanas procesiem samazinoties, uz aizvēja pusi vērstā kāpas nogāze vēja ietekmē aizvien vairāk sāk iestiepties iekšzemē, veidojot paraboliskās kāpas modifikāciju- āķveida kāpu. Užavas dabas liegumā sastopama Latvijā lielākā, ar mežu apaugusī šāda tipa kāpa (Eberhards 2003).

Užavas dabas liegumā konstatētas 13 Latvijā aizsargājamas vaskulāro augu sugas, 2 aizsargājamo ķērpju sugas. Jāpiebilst, ka šajā teritorijā atrodamas arī 12 ķērpju sugu atradnes, kuras sastopamas tikai Užavas dabas lieguma teritorijā. Vēl konstatētas 19 aizsargājamo putnu, 1 zīdītāju, 1 rāpuļu, 10 zivju un 8 bezmugurkaulnieku sugas (Anonīms 2014).

Lielāko daļu no lieguma sauszemes teritorijas aizņem meži (85% jeb 1045.3 ha), no kuriem aptuveni 52.6 % ir sili, 31.5 % mētrāji un 14.4% lāni. Noskaidrots, ka teritorijā gandrīz nav jaunaudžu, trešo daļu mežaudžu veido vidēja vecuma audzes un aptuveni 15% veido pāraugušas audzes. Savukārt pelēkās kāpas aizņem 177 ha lielu platību (Anonīms 2014).

Dabas liegumā iekļautie unikālie biotopi līdz mūsdienām varējuši saglabāties vairāku iemeslu dēļ. Šī teritorija vairākus gadu desmitus atradusies PSRS armijas īpašumā, tādēļ iedzīvotājiem bija liegta piekļuve šai teritorijai. Biotopus no pārmērīgas antropogēnās slodzes ir pasargājis lieguma īpatnējais reljefs, augstā aķveida kāpa, kas apgrūtina motorizēto transporta līdzekļu iekļūvi teritorijā. Protams, būtiski ir pieminēt arī to, ka Užavas dabas lieguma tuvumā neatrodas lielas pilsētas ar lielu iedzīvotāju skaitu, līdz ar to pasargājot teritoriju no liela cilvēku pieplūduma. Tomēr pēdējos gados lieguma teritorija kļūst arvien vairāk apmeklēta, kas atstāj negatīvu ietekmi- vērojama dabas vērtību noplicināšana, kāpu izbraukāšana, kā arī rekreācijas slodzes radītās sekas, piemēram, piesārņojuma palielināšanās, biotopu izmīdīšana (Anonīms 2004).

Eksperti pie būtiskākajiem liegumu ietekmējošajiem faktoriem min antropogēnos faktoros (piemēram, izbraukāšana, izmīdīšana un piesārņošana ar atkritumiem, kritalu izvākšana), piekrastes dinamiskos procesus (krastu erozija, smilšu pārpūšana) (Anonīms 2014).

Vēl liegumā esošos biotopus ietekmē dabiskās sukcesijas attīstība- kāpu biotopu pārveidošanās par mežu - aizaugšana ar priedēm (Anonīms 2014). Pēdējo 25 gadu laikā, kopš teritorijā vairs neatrodas PSRS militārais karaspēks, vērojama strauja pelēko kāpu apmežošanās. Kā noskaidrots nesenos pētījumos, tuvākajos 20 gados, ja netiks veikti adekvāti apsaimniekošanas pasākumi, ar parastajām priedēm aizaugš arī šobrīd sukcesiju mazskartie biotopi (Kondratovičs 2014).

Lai gan teritorijā ir aizliegta koksnes ieguve, tai tomēr piemīt sociālekonomiskā vērtība. To veido ogošana, sēņošana, makšķerēšana, kā arī lieguma teritorija ir piemērota medībām (Anonīms 2014).

1.2.1. Pelēkās kāpas

Pelēkās kāpas ir jūras piekrastes biotops, kurš parasti ir izvietots starp baltajām kāpām jeb primārajām kāpām un mežu (Znotiņa 2006). Tajā smilšu pārpūšanas procesi vairs nav novērojami, vai arī tie ir minimāli (Houston 2008). Pelēko kāpu veidošanās sākuma liela nozīme ir tādiem augiem kā smiltāja kāpu niedrēm (*Ammophila arenaria*). Šo augu rizomi nostiprina kāpu augsni, kā arī kalpo kā slāpekļa avots (Provoost et al. 2002).

Biotops sastopams gandrīz visā Eiropas Atlantijas okeāna piekrastē. Tas sastopams Portugāles un Francijas piekrastē, reģionā no Francijas ziemeļiem līdz Dānijai, kā arī Baltijas jūras dienvidu reģionā (Houston 2008).

Galvenokārt antropogēno faktoru ietekmes rezultātā kāpu biotopu kvalitāte un izplatība pasaulē ir samazinājusies. Latvija tiek uzskatīta par vienu no retajām Eiropas valstīm, kurā šie biotopi ir novērtēti kā maztraucēti. Tas skaidrojams ar to, ka Latvija ilgus gadus atradusies PSRS sastāvā, šajā laikā iedzīvotājiem bija liegta piekļuve piejūras kāpu zonai (Rove 2013a).

Pēdējo dekāžu laikā aizvien biežāk rudenī un ziemā tiek konstatētas spēcīgas vētras. Tā kā ziemas kļūst aizvien siltākas, vērojams ledus trūkums seklūdens zonā, kurš aizturētu lielā vēja radītos viļņus. Līdz ar to lielākas ūdens masas nonāk līdz krastam, veicinot tā eroziju. Visintensīvākie noskalošanās procesi vērojami Kurzemes rietumu piekrastē - Mietragā, Bernātu ragā, Staldzenē uz ziemeļiem no Ventspils. Krastu erozija būtiski ietekmē piejūras kāpu masīvus, samazinot to kopplatību. Regulārie stacionāro mērījumu dati liecina, ka, piemēram, Užavas piekrastē, pēdējo 60-70 gadu laikā, pamatkrasts samazinājies par 80-100 m (Eberhards 2004).

Kāpu biotopos augsne ir organiskajām un minerālvielām nabadzīga (Znotiņa 2006, Rove 2013a), jo ūdens augsnē ātri iesūcas, veicinot šo vielu izskalošanos, kā arī ļoti sausa, jo pakļauta intensīvai saules un vēja ietekmei (Rove 2013 a). Vēja ātrums tajās ir mazāks nekā baltajās kāpās (Znotiņa 2006). Viens no svarīgākajiem faktoriem kāpu pastāvēšanā ir smilšu pārpūšana. Ja tas nenotiek, kāpas noveco. Atmiršot augiem sāk uzkrāties humusa slānis, kas veicina biotopu sukcesiju, piemēram, var sākties pelēko kāpu apmežošanās process (Rove 2013a).

Šajos biotopos sastopamas gaismu prasīgas, kserofītiskas augu sugas. Optimālu traucējumu rezultātā augu un smilšainu, atklātu laukumu mijiedarbībā veidojas mozaikveida ainava. Raksturīgākā vaskulāro augu grupa ir lakstaugi. Visbiežāk viendīgļlapji - graudzāļu un

grīšļu dzimtas augi (Rove 2013a). Šie augi ir piemērota barība zālēdājiem, tādēļ vēsturiski šo biotopu piejūras iedzīvotāji izmantojuši kā ganības (Houston 2008). Pelēko kāpu noganīšana sekmē augu sugu daudzveidības saglabāšanos, jo šādi iespējams ierobežot augsto, ražīgo lakstaugu augšanu, samazinot konkurenci, tas ir, netiek nomāktas izmēros mazās, lēnāk augošās augu sugas. Šādi tiek samazināts arī humusa slāņa veidošanās ātrums- noganīšana samazina biomasas daudzumu biotopā (Boorman 1989).

Mūsdienās pelēko kāpu masīvus apdraud pārmērīgi nostiprināšanas pasākumi, kā rezultātā tiek pārtraukta smilšu pārpūšanas procesi, mērenas noganīšanas trūkums, aizaugšana ar krūmiem, invazīvu un biotopam netipisku sugu ienākšana. Vēl kā nozīmīgs ietekmējošais faktors jāpiemin atmosfēras piesārņojums, kurš ar nokrišņu starpniecību nokļūst biotopā (Houston 2008).

Vēsturiski kāpu apsaimniekošanas pirmsākumi Latvijā aizsākās 18. un 19.gs. mijā. Šajā laikā posmā piekrastes mežu izciršanas, kāpu augāja dedzināšanas un intensīvās noganīšanas dēļ, jūras piekrastē bija vērojami lieli, atklāti smilšu lauki. Vēja ietekmē smiltis tika pūstas iekšzemē. Lai glābtu situāciju, tika izveidotas aptuveni 320 m platas piekrastes aizsargjoslas, kurās bija aizliegti mežu izstrādes pasākumi, lopu ganīšana utt. (Eberhards 2003). Mūsdienās daudzviet Eiropā, tai skaitā arī Latvijā, situācija ir pretēja, biotopam nepieciešamo traucējumu daudzums ir samazinājies. Tiek izstrādāti plāni kāpām raksturīgo apstākļu atjaunošanai, piemēram: noganīšanu, kūlas kontrolētu dedzināšanu, pļaušanu, krūmu un skuju koku izciršanu (Houston 2008).

No ES biotopu direktīvā iekļautajiem pelēko kāpu biotopiem Latvijā sastopami: ar lakstaugiem klātas pelēkās kāpas (2130*), pelēkās kāpas ar sīkkrūmu audzēm (2140*) un pelēkās kāpas ar ložņu kārkļu (2170) (Council Directive 92/43 EEC 1992). Direktīva nosaka, ka šiem biotopiem, lai saglabātu to unikalitāti, nepieciešama aizsardzības un apsaimniekošanas plānu izstrāde (Provoost et al. 2002).

1.2.2. Ar lakstaugiem klātas pelēkās kāpas (2130*)

Ar lakstaugiem klātas pelēkās kāpas veido relatīvi stabilas piekrastes kāpas, kurās dominē daudzgadīgie lakstaugi, sūnas un ķērpji. Latvijas mērogā uzskatāms par reti sastopamu biotopu. Noskaidrots, ka šis biotops aizņem 0.018% no Latvijas sauszemes teritorijas. Nepietiekamu apsaimniekošanas pasākumu dēļ, Latvijā šim biotopam novērojama apmežošāšanās, ienākot parastajai priedei (*Pinus sylvestris*) (Laipe 2013a).

Biotopu raksturo gan pelēkās kāpas, kurās zemsedzē dominē sūnas, gan tādas, kurās lielākoties projektīvo segumu veido lakstaugi (Provoost et al. 2002). Tādēļ ar lakstaugiem klātas pelēkās kāpas uzskatāmas par nozīmīgu biotopu tādām aizsargājamām vaskulāro augu sugām kā: smiltāja neļķei, Gmelina alisei (*Alyssum gmelinii*) un jūrmalas zilpodzei (Laime 2013a). Baltijas reģiona kāpās dominējošās augu sabiedrības ir *Kolerio-Corynephoretea* (Hundt 1985, Provoost et al. 2002). To apdzīvo arī retas mugurkaulnieku, piemēram, smilšu krupis (*Bufo calamita*), sila cīrulis (*Lullula arborea*), un bezmugurkaulnieku sugas, piemēram, raibspārnu smiltājsisenis (*Oedipoda coeruleascens*), parkšķis (*Psophus stridulus*) (Laime 2013a).

Ar lakstaugiem klātās pelēkajās kāpās, vietās ar izteikti kserofītiskiem apstākļiem vai, kur vērojama primārā sukcesija, zemsedzi veido sūnas un ķērpji. Par būtiskākajiem funkcionālajiem biotopu ietekmējošajiem faktoriem uzskata reljefu, substrātu un ekspozīciju (nogāzēs, kuras ir vērstas pret dienvidiem un atrodas aizvēja pusē, ir sausāki augšanas apstākļi) (Laime 2013a).

1.2.3. Pelēkās kāpas ar sīkkrumu audzēm (2140*)

Literatūras avotos šis jūras piekrastes biotops definēts kā kaļķi nabadzīgas, sīkkrūmiem klātas pelēkās kāpas (Rove 2013b). Līdz ar augsnē esošā kalcija karbonāta izskalošanos, vērojama augsnes paskābināšanās (Anonymous 2015).

Lai biotopu varētu uzskatīt par ES nozīmes biotopu, sīkkrūmiem jāveido 25%, un kokaugi, krūmi nedrīkst pārsniegt 70% no biotopa augu seguma (Rove 2013b).

Pelēkās kāpas ar sīkkrumu audzēm aizņem ~0.001% no Latvijas sauszemes teritorijas. Visbiežāk sastopamās sīkkrumu sugas pelēkajās kāpās ar sīkkrumu audzēm ir parastā miltene (*Arctostaphylos uva-ursi*), melnā vistene (*Empetrum nigrum*), sila virsis (*Calluna vulgaris*) un brūklene (*Vaccinium vitis-idaea*). Vēl šajā biotopā bieži sastopamas augu sugas ir mazais māršils (*Thymus serpyllum*), kāpu auzene (*Festuca sabulosa*), zilganā kelērija (*Koeleria glauca*) u.c. Biotops uzskatāms par ļoti nozīmīgu atradni vairākām gan Latvijas, gan ES līmenī aizsargājamām augu sugām, piemēram, smiltāja neļķei, pļavas silpurenei (*Pulsatilla pratensis*), meža silpurenei (*Pulsatilla patens*). Kā arī sastopamas vairākas aizsargājamas mugurkaulnieku un bezmugurkaulnieku sugas (Rove 2013b).

Biotopa pastāvēšanai nepieciešama barības vielām nabadzīga, stabila smilts augsne ar niecīgu kaļķa saturu. Biotopa kvalitātes saglabāšanai nepieciešami mēreni traucējumi. Iztrūkstot

traucējumiem, biotops sāk aizaugt ar parastajām priedēm - pārveidojoties par mežainām piejūras kāpām (Rove 2013b).

1.2.4. Pelēkās kāpas ar ložņu kārklu (2170*)

Lai biotopu varētu uzskatīt par ES nozīmes biotopu, kārklu audzēm jāaizņem vismaz 25 %, sīkkrūmu audzes nedrīkst pārsniegt 25%, koku segums ne lielāks kā 50% no biotopa kopējā augu seguma (Laime 2013b).

Biotopu raksturo augu sabiedrības ar ložņu kārklu (*Salix repens*) un vilku kārklu (*Salix rosmarinifolia*) (Laime 2013b). Ložņu kārkls ir apmēram metru augsts ložņājošs krūms, kurš sastopams galvenokārt piejūras kāpu smiltājos, mitrās pļavās, kūdrājos, labi apgaismotās bērzu audzēs un silos. Latvijas teritorijā sastopams reti, galvenokārt Kurzemes piekrastē (Mauriņš, Zvirgzds 2006). Par nozīmīgu atradni tiek uzskatīta Užavas piekraste (Laime 2013b). Atšķirībā no ložņu kārkla, vilku kārkls ir samērā izplatīts visā Latvijas teritorijā. Abas sugas ir grūti atšķiramas, tādēļ senāk uzskatītas par vienas sugas pasugām. Dēļ ekstensīvās un spēcīgās sakņu sistēmas vilku un ložņu kārkli tiek izmantoti kāpu nostiprināšanai (Mauriņš, Zvirgzds 2006).

Pelēkajām kāpām ar ložņu kārklu raksturīga nepārtraukta jaunu smilšu pauguriņu veidošanās, kurus sākotnēji kolonizē sūnas. Vēlāk tos pārņem ķērpji un tad lakstaugi. Visbeidzot uz pauguriņiem sāk augt kārklu krūmi (Isoda 2009). Kārklu audžu attīstībai nepieciešami kserofītiski augšanas apstākļi ar smilšu deficītu. Biotopam kļūstot vecākam, liela nozīme ir apglaimojuma intensitātei un blakus esošajiem biotopiem (Laime 2013b).

Biotopam raksturīga mozaīkveida ainava (Isoda 2009), kurā kārklu pauguriņi mijas ar plašām, skrajām lakstaugu un ķērpju audzēm. Vietām vērojama arī parastā miltene (Isoda 2009, Laime 2013b). Dažviet vērojamas arī parastās priedes audzes. Noskaidrots, ka palielinoties parastās priedes īpatsvaram biotopā, kārkli sāk iznīkt (Laime 2013b).

Pelēko kāpu ar ložņu kārklu raksturojošās lakstaugu sugas ir zilganā kelērija, smiltāja tragantzirnīšs (*Astragalus arenarius*), Gemelina alise, tumšsarkanā dzeguzene (*Epipactis atrorubens*), kāpu auzene (*Festuca sabulosa*) u.c (Laime 2013b).

Šis biotops ir piemērots smiltāja neļķu populāciju attīstībai un izplatībai (Laime 2013b, Celma 2014). Tās visbiežāk novērotas vietās ar nelielu koku stāva, graudzāļu un parasto milteņu

projektīvo segumu (Celma 2014). Visbiežāk veido sabiedrības ar kāpu auzeni, zilgano kelēriju u.c. (Laime 2013b)

1.3.Smiltāja neļķu populācijas izplatību ietekmējošie faktori

Visbūtiskāk augu augšanu un attīstību ietekmē vides un augsnes mijiedarbība. Šī mijiedarbība var veicināt, stimulēt auga attīstību vai tieši pretēji, to nomākt (Krauss et al. 2004).

Pētījumos Kolkā un Pāvilostā noskaidrots, ka smiltāju neļķu augšanu smiltāju zālajos būtiski ietekmē kūlas, sūnu un ķērpju slāņa biezums, lakstaugu segums. Šie paši faktori arī ietekmē smiltāja neļķu ziednešu skaitu. Populācijas izplatīšanās spējas ir lielākas, ja augsne ir vidēji auglīga un valda kserofītiski apstākļi. Cenopopulāciju (ceru) atjaunošanos veicina nesaslēgta veģetācija un atklāti smilts laukumi. Vislielākais ziednešu skaits konstatēts biotopos, kurus raksturo sukcesija starp pelēko kāpu un smiltāju zālāju (Stola 2012).

Pētījumos 2013. gadā Užavas dabas liegumā noskaidrots, ka smiltāju neļķu augšanai un attīstībai ļoti piemērotas ir pelēkās kāpas un ekstremāli oligotrofi kāpu meži. Augšanai piemēroti biotopi, kuros vērojams samērā neliels koku un lakstaugu projektīvais segums. Smiltāja neļķe bieži konstatēta sausās vietās ar lielu ķērpju projektīvo segumu un atklātiem laukumiem. Smiltāja neļķes būtiski negatīvi ietekmē liels parasto priežu segums, jo tās rada noēnojumu. To skujas un vecie, nobirušie zari veido blīvu nobiru slāni, kurš arī apgrūtinā smiltāju neļķes augšanu. Šādās vietās sugas konstatēšanas iespējamība ir ļoti maza. Tā ir maza arī vietās, kur aug sīkkrūmi – parastās mellenes, parastās brūklenes, sila virši. Minētie sīkkrūmi smiltāju neļķes apēno (Celma 2014).

Mežaino piejūras kāpu silā, kur sūnu projektīvais segums ir lielāks par 60 % , smiltāju neļķu augšana ir ļoti apgrūtināta. Silā tās visbiežāk sastopamas vietās, kur vērojams liels kladīnu (*Cladina* sp.) projektīvais segums un liels smilšainu, atklātu laukumu īpatsvars (Celma 2014).

Balstoties uz Latvijas teritorijā veiktajiem pētījumiem, iespējams apgalvot, ka sausos piejūras zālajos pļaušana būtu jāveic reize gadā, nopļauto zāli savācot (Stola 2012). Kāpu biotopos būtu jāveic priežu un krūmu izciršana, dabisko traucējumu simulēšana (Celma 2014).

1.4. Attālās izpētes vispārīgs raksturojums

Augu augšana, vairošanās un izdzīvošanas spējas būtiski ietekmē vide. Tādēļ ir svarīgi ne tikai veikt pētījumus, kas saistīti ar augu fizioloģiju, bet arī pievērst uzmanību vides faktoru ietekmei uz augu izplatību (Jones, Vaughan 2010). Tā kā videi piemīt nepārtraukta mainība, kurai var būt dažādi iemesli, piemēram, cilvēka darbība, dabas stihijas, ir nepieciešams metodes, ar kuru palīdzību būtu iespējams šīs izmaiņas konstatēt, izvērtēt (Vanags 2003). Reizēm teritoriju apsekošana ir apgrūtināta un tā var izvērsties par ļoti laikietilpīgu procesu, kā tas ir krūmāju gadījumā (Leyva et al. 2002) vai arī situācijās, kad nepieciešams apsekot lielas mežainas platības (Tian et al. 2016). Mūsdienās kā galvenais risinājums šai problēmai tiek izmantotas attālās izpētes jeb tālizpētes metodes (Leyva et al. 2002).

Attālās izpētes tehnoloģiju izmantošana Zemes izpētē aizsākusies 20 gs. otrajā pusē. Pirmo reizi literatūras avotos termins „attālā izpēte” minēts 1960. gadā. Savukārt 1972. gadā, izmantojot „Landsat” multispektrālo skeneri (MSS), pirmo reizi Zeme aplūkota no kosmosa (Jones, Vaughan 2010). Tālākajos gados, līdz ar straujo tehnoloģiju attīstību, vērojama arī attālās izpētes metožu pilnveidošanās. Tā, piemēram, 20. gs. nogalē 1990tie gadi saistāmi ar lāzerskeneru LiDAR (*Light Intensity Detection and Ranging*) attīstību (Campbell, Wynne 2011). Ap šo laiku 1996. gadā Vīnē rīkotajā kongresā starptautiskā fotogrammetrijas un attālās izpētes biedrība (ISPRS) attālo izpēti un fotogrammetriju definēja šādi: „Fotogrammetrija un attālā izpēte ir māksla, zinātne un tehnoloģija ticamas informācijas iegūšanai par Zemi, tās apkārtējo vidi un citiem fiziskiem objektiem un procesiem, veicot datu iegūšanu ar bezkontakta attēlu veidojošām un citām sensoru sistēmām un to mērīšanu, analīzi un attēlojumu” (Vanags 2003, Joseph 2005, Brižs 2012).

Šobrīd visplašāk tiek izmantotas attālās izpētes sistēmas, ar kurām iespējams iegūt Zemes virsmas attēlus (Vanags 2003). Līdz ar interneta tehnoloģiju attīstību, attālās izpētes dati ir kļuvuši pieejamāki ikvienam. Minēto faktu apliecina, tas, ka 2005. gadā visiem pasaules iedzīvotājiem kļuva pieejams “*Google Earth*” un, lai aplūkotu datus, kurus tā sniedz, vairs nebija nepieciešamas specifiskas zināšanas attālās izpētes jomā, šos datus varēja apskatīt, lietot ikviens pasaules iedzīvotājs (Campbell, Wynne 2011).

1.5. Attālās izpētes datu iegūšana

Mūsdienās termins “attālā izpēte jeb tālizpēte” visbiežāk tiek saistīts ar dažādu zemes iezīmju raksturošanu, izmantojot elektromagnētisko starojuma īpašības (atstarošanu, absorbēšanu). Balstoties uz šiem datiem tiek veidoti attēli. Iegūto attēlu kvalitāte ir atkarīga ne tikai no elektromagnētiskā starojuma intensitātes, bet arī no tā spektrālā sastāva, apgaismojuma un apvidus objektu atstarošanas īpašībām. Termālos attēlus ietekmē virsmas temperatūra un materiālu emisijas koeficients, bet radarattēlos svarīga loma ir starojuma iedarbībai uz materiāliem, kas atrodas uz zemes virsmas (Vanags 2003).

Digitāla attēla iegūšanai izmantojām iekārtām izšķir divas galvenās komponentes sensorus (kalpo datu ievākšanai) un platformas (uz tām tiek novietoti sensori) (Campbell, Wynne 2011). Galvenokārt pēc platformas, uz kuras ir novietots sensors, izšķir divu veidu attālās izpētes metodes- lidmašīnas (tiek veidots aerofoto) un satelītu (Sabinis 1996). Savukārt datu iegūšanas procesu iedala datu iegūšanā, datu glabāšanā un datu apstrādē (Vanags 2003).

Datu iegūšanas procesa laikā sensors uztver elektromagnētisko starojumu un pārvērš to attēla datus (Vanags 2003). Elektromagnētiskajam starojumam ir kāds avots, visbiežāk Saule (Campbell, Wynne 2011), bet var būt arī citi avoti, tādēļ atkarībā no uztveramā starojuma avota datu iegūšanas sistēmas iedala pasīvajās, kas ir skeneri (izmanto dabisko elektromagnētisko starojumu), un aktīvajās (izmanto starojumu, kurš nāk no kāda mākslīga enerģijas avota, kurš apstaro Zemes virsmu), kur tiek izmantoti radari un laidari (Vanags 2003).

Pasīvās datu iegūšanas sistēmu darbības princips ir sekojošs. No avota nākošais elektromagnētiskais starojums iziet cauri atmosfērai (izmantojami tikai tie viļņu garumi, kuri spēj iziet cauri atmosfērai) un saskaras ar kādu objektu uz zemes. Pēc saskaršanās šis starojums tiek atstarots, absorbēts vai pārvadīts tālāk. Atstaroto elektromagnētisko starojumu uztver sensori, kas šos datus ieraksta (Campbell, Wynne 2011). Šādā veidā tieši vai netieši iespējams iegūt ainas vai satelītattēlus (Vanags 2003).

Aktīvās datu iegūšanas sistēmas tehnoloģijai ir līdzīgs darbības princips. LiDAR (latviešu valodā saukts arī kā laidars (Vanags 2003)) raida gaismas starus ar regulāru intervālu, tādā veidā skenējot apvidu, un pēc tam uztver no objektiem atstaroto izkliedēto gaismu (Lefsky et al. 2002). Šādā ceļā tiek iegūtas apvidus punktu koordinātas, starojuma intensitātes vērtības šajos punktos (Štrauhmanis 2009), kā arī laiks no izstarošanas līdz atpakaļ saņemšanas brīdim. Pēc tam dati tiek

analizēti, lai noteiktu attālumu līdz konkrētajam objektam vai arī ar mērķi iegūt citu nepieciešamo informāciju par zemes virsmas vai atmosfēras izmaiņām un stāvokli (Lefsky et al. 2002).

Radari, lai iegūtu datus par pētāmo teritoriju, raida elektromagnētisko starojumu un paši to uztver pēc tam, kad objekti, kas atrodas uz Zemes virsmas, to ir atstarojuši. Tā kā starojums ir mākslīgi radīts, datu ievākšana nav atkarīga no dabiskā starojuma intensitātes un laika apstākļiem, jo mikroviļņi savu īpašību dēļ spēj izspiesties cauri mākoņiem, tvaikiem un dūmiem. Šajā ziņā radari ir nedaudz pārāki par citām attālās izpētes sistēmām (Vanags 2003).

Par ainām jeb fotoattēliem sauc gan Zemes virsmas daļas fotogrāfiskos attēlus, gan attēlus, kas iegūti termālajā spektra apgabalā. Savukārt par satalītattēliem sauc attēlus, kas iegūti izmantojot satelītus. Tie var būt gan fotogrāfiski attēli, gan attēli, kas iegūti ar citiem paņēmieniem. Datu iegūšanas sistēmas vēl var iedalīt pēc uztveramā elektromagnētiskā viļņu garuma. Spektra apgabalus, kurus uztver sensorās sistēmas, sauc par kanāliem jeb joslām. Gadījumos, kad dati tiek iegūti no vien spektra apgabala, tos sauc par panhromātiskiem attēliem, bet, ja vienlaikus dati tiek iegūti no vairākiem kanāliem, tās tiek sauktas par multispektrāliem attēliem (Vanags 2003).

Iegūtie attēli satur lielu daudzumu informācijas, kura ir izmantojama daudzās zinātnes un arī tehnikas nozarēs. Lai šo informāciju varētu izmantot, tā jāapstrādā. Apstrādē tiek izmantotas dažādas metodes, no kurām galvenās ir fotogrammetrija un interpretēšana (Campbell, Wynne 2011, Vanags 2003). Izmantojot fotogrammetriju iespējams iegūt ģeometrisko informāciju par apkārtējo vidi. Savukārt interpretēšanas jeb dešifrēšanas galvenais uzdevums ir noteikt objektu īpašības nevis to ģeometriju. Tā, piemēram, pēc aerofoto apstrādes tiek iegūts ortofoto. Šīs divas datu apstrādes metodes nav iespējams stingri nodalīt, tādēļ attālā izpēte ir šo un vēl citu datu apstrādes metožu apvienojums (Vanags 2003). Vēl jāpiemin, ka datu iegūšana var aizņemt dienas vai nedēļas, savukārt iegūto datu apstrāde, lai tos varētu izmantot apsaimniekošanas vai aizsardzības plānu izveidē, var aizņemt pat mēnešus (Wilsey et al. 2012).

1.7. Attālās izpētes datu pielietojamība pētījumos ekoloģijā

Izsenis kā galvenā metode kādas sugas vai sugu ekoloģiskā stāvokļa noteikšanai tiek izmantoti monitoringi. Šādi tiek iegūta informācija par populācijas izplatību, lielumu un faktoriem, kas to ietekmē. Līdz ar Ģeogrāfiskās informācijas sistēmu (ĢIS) attīstību un augstas

izšķirtspējas digitālo karšu pieejamību, šo informāciju iegūt ir kļuvis daudz vienkāršāk - īsākā laika posmā iespējams ievākt daudz vairāk informācijas (Kearney, Porter 2009).

Tradicionālo monitoringu apvienojumā ar attālās izpētes datu izmantošanu tiek plaši pielietoti dažādās bioloģijas nozarēs: daudzveidības pētījumos, saglabāšanas un aizsardzības (angl. *conservation biology*), invazīvo sugu bioloģijā (Wen et al. 2015). Iegūtie dati tiek pielietoti gan sauszemes, gan saldūdens, sāļūdens augu un dzīvnieku sugām piemērotu biotopu modelēšanā (Kearney, Porter 2009, Elith, Leathwick 2009). Šiem modeļiem ir liela nozīme jau zināmo atradņu izpētē, kā arī jaunu, sugai piemērotu biotopu meklēšanā. Tie parāda sugas populācijas lielumu, izplatības korelāciju ar apkārtējās vides faktoriem (piemēram, reljefu, klimatu, mitrumu, augsnes segumu, veģētācijas blīvumu utt.) (Leyva et al. 2002).

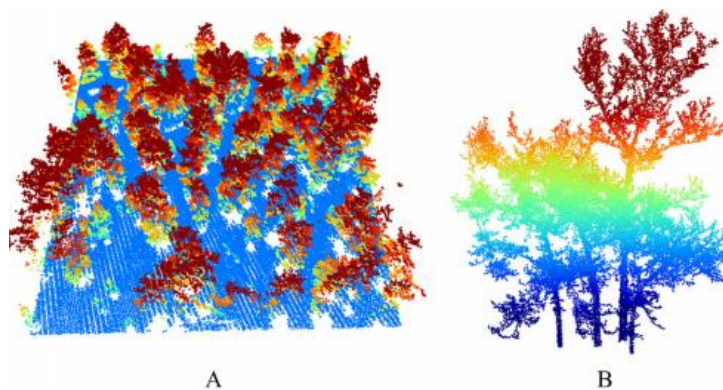
Jau 20. gs. 50. gadu beigās *Robert Colwel* izmantoja attālās izpētes metodes, lai pētītu labības augu slimības, kā arī citas aktuālas problēmas saistībā ar augu ekoloģiju. Aptuveni šajā laikā izveidots arī pirmais puslodes fotoattēls augu vainagu (angl. *canopy*) struktūras pētījumiem. Ap 1970. gadu klajā nāca apvidus termālais skeneris, ar kura palīdzību bija iespējams analizēt ūdens stresa ietekmi uz labības augu augšanu. Pēc dažiem gadiem, 90tajos gados, iegūti pirmie dati par hlorofila fluorescenci augos, kas pavēra jaunas iespējas augu fizioloģijas pētījumos (Jones, Vaughan 2010). Pēdējos gados visai bieži attālā izpēte tiek izmantota dabas resursu apsaimniekošanas, zemes izmantošanas plānu izveidē, bioloģiskās daudzveidības izpētē, aizsardzības plānu veidošanā u.c. (Joseph 2005).

Izmantojot attālās izpētes metodes, iespējams iegūt ļoti daudzveidīgu informāciju par mežaudzes vertikālo un horizontālo struktūru (Smart et al. 2012), tas ir, vidējo koku augstumu, biomasu, koku skaitu un blīvumu konkrētajā teritorijā (Tao et al. 2015), kas būtiski ietekmē organismu izplatību mežā (Smart et al. 2012). Šī informācija ir ļoti nozīmīga arī aizsargājamo putnu sugu izpētē: izplatības noskaidrošanā, iespējamā populācijas lielumu noteikšanā, jaunu sugas atradņu meklēšanā. Ziņas par koku vainagu īpašībām var būt noderīgas, lai izprastu mežaudzi veidojošo biotopu saistību, kā arī pētījumos, kuri saistīti ar zemsedzi veidojošajām sugu sabiedrībām, jo koku vainagu īpašības ietekmē saules gaismas nokļūšanu līdz zemsedzei (Smart et al. 2012).

Samērā bieži ekoloģiskajos pētījumos tiek izmantoti LiDAR sensoru iegūtie dati. LiDAR dati ir trīsdimensionāli (Graf et al 2009, Wilsey et. al 2012) atšķirībā no informācijas, kuru iegūst izmantojot pasīvās attālās izpētes metodes. Kā piemēru varu minēt 2009. gadā

publicēto publikāciju, kurā zinātnieki, *Roland F. Graf, Lukas Mathys un Kurt Bollmann*, apraksta savu pētījumu par piemērotu medņu (*Tetrao urogallus*) izplatības biotopu noteikšanu, izmantojot LiDAR datus Šveices Alpos. Pētījumā izmantoti arī dati par šīs putnu sugas izplatību, analizētas mežu strukturālās īpašības, kā arī šo īpašību ietekme uz medņu izplatību. Pēc datu apstrādes iegūtas kartes ar esošajiem un potenciāli iespējamajiem medņu nozīmīgajiem biotopiem, mežu reģioniem. Autori min, ka balstoties uz iegūtajiem rezultātiem iespējams izstrādāt atbilstošus teritorijas apsaimniekošanas plānus, lai medņiem piemēroto biotopu šajā teritorijā būtu vairāk, kā arī saglabāt nemainīgus jau esošos medņiem nozīmīgos biotopus (Graf et al.2009). Protams, arī LiDAR sensoru izmantošanai ir savas nepilnības: ir grūti, dažreiz pat neiespējami, iegūt datus par zemākos slāņos augošiem kokiem, piemēram, par paaugu. Tādēļ, lai gūtu pēc iespējas vairāk un precīzāku informāciju par pētāmo teritoriju arvien biežāk tiek izmantoti sauszemes (T-LiDAR) un mobilā LiDAR dati (Tao et al. 2015).

Izmantojot T-LiDAR iespējams gūt informāciju par koku zarojumu, zaru garumu, morfoloģiju, iespējams arī izpētīt koku zaru veidoto tīklojumu mežaudzē (3. att.). Veicot aprēķinus, salīdzinoši vienkārši iespējams noteikt koku lapu laukuma indeksu, kas ir ļoti nozīmīgs lielums, lai noteiktu oglekļa, ūdens un enerģijas apmaiņu maiņu starp kokiem un atmosfēru. No T-LiDAR un mobilo LiDAR aparatūras datiem iespējams izveidot arī koku un pat visas mežaudzes 3 dimensionālus modeļus, kas var būt lietderīgi sabiedrības izglītošanas pasākumos, lai labāk atspoguļotu konkrētā meža stāvokli (Tao et al. 2015).



3. attēls. Ar lidmašīnas LiDAR (A) un sauszemes LiDAR (B) iegūto datu salīdzinājums (Tao et al. 2015).

Figure 3. Comparison of airborne LiDAR (A) and terrestrial LiDAR (T-LiDAR) (B) data (Tao et al. 2015).

Pēdējos gados attālās izpētes metodes samēra bieži tiek lietotas zemes virsmas izpētē, it īpaši, ar mērķi noskaidrot tās veģetācijas seguma struktūru. Šāda veida pētījumi ir balstīti uz

zināšanās par veģetācijas, augsnes un ūdens mijiedarbību ar elektromagnētisko starojumu, tas ir, cik liela daļa starojuma tiks absorbēta vai atstarota. Šāda veida pētījumos būtiski ir ņemt vērā to, ka dažādas augu sugas var dažādi reaģēt uz šo starojumu. To nosaka augu anatomiskās uzbūves īpatnības: aužu blīvums, vai lapu klāj vaska kārtiņa, lapā esošie gaisa dobumi, pigmentu kompozīcija. Protams, liela nozīme ir arī auga attīstības stadijai un auga augšanas ietekmējošajiem stresa faktoriem, jo to ietekmē tiek izmainītas auga anatomiskās un ķīmiskās īpašības (Jones, Vaughan 2010). Pieminētajām augu īpatnībām ir liela nozīme veģetācijas pētījumos, kuros tiek izmantots NDVI (Tian et al. 2016).

NDVI plaši tiek lietots pētījumos, kuru mērķis ir noskaidrot veģetācijas, biomasas izmaiņas vairāku gadu intervālā. Tā, piemēram, izmantojot „TM/Landsat-5” multispektrālos attēlus analizēta piekrastes kāpu sistēma Brazīlijā, Genipabu aizsargājamajā dabas teritorijā. Šajā pētījumā secināts, ka kāpu veģetācijas segums no 1986. līdz 2007. gadam nav būtiski mainījies, kā arī NDVI atzīts par samērā precīzu un viegli izmantojamu veģetācijas izmaiņu monitorēšanā (Pinto, Fernandes 2011).

Attālās izpētes dati tiek izmantoti arī invazīvo koku un krūmu, kā arī kāpu biotopam netipisko koku sugu monitorēšanai. Šādiem nolūkiem ļoti piemēroti ir LiDAR dati. Šāds pētījums veikts Nīderlandē, kur no LiDAR datiem izveidots zemes virsmas modelis (ang. *terrain model*) un veģetācijas augstuma modelis. Šīs pašas teritorijas aerofotogrāfijās veikta veģetācijas automātiskā klasifikācija. Pētījuma beigās iegūti dati par kāpu stāvokli. Autori atzīst, ka šī informācija kalpos par pamatu kāpu apsaimniekošanas plāna izstrādei, kā arī viņu pielietoto metodiku varētu izmantot arī citviet esošu kāpu apsekošanai (Hantson et al. 2012).

Attālās izpētes dati ļoti plaši tiek izmantoti ne tikai sauszemes, bet arī jūru un okeānu apsekošanai, piemēram, ūdens biotopu apsaimniekošanas plānu izveidē, koraļļu rifu stāvokļa noteikšanā, zivīm nozīmīgo biotopu izpētē, ūdens temperatūras, hlorofīla, izšķīdušo organisko vielu daļiņu noteikšanā u.c. (Gayathri - Deva et al. 2015).

2. Materiāli un metodes

Maģistra darbs izstrādāts laika posmā no 2015. gada augusta līdz 2016. gada maijam. Nepieciešamā informācija izplatības modeļu veidošanai ievākta 2015. gada augusta beigās, bet to pārbaudei 2016. gada maijā. Pēc datu ievākšanas, veikta to analīze, izmantojot statistiskās apstrādes metodes. Pētāmās teritorijas multispektrālā attēla analīzē izmatotas dažādas ĢIS metodes.

2.1. Pētāmās teritorijas raksturojums

Lauka dati ievākti Ventspils rajona Užavas pagastā esošajā dabas liegumā „Užava”. Teritorija atrodas Baltijas jūras piekrastē (4.att., 1. pielikums).



4. attēls. Dabas lieguma „Užava” atrašanās vieta (autors: L. Celma).

Figure 4. Location of Nature Reserve „Užava” (author: L. Celma).

Klimatiskie apstākļi

Užavas dabas liegums atrodas piejūras zemienē, Ventavas līdzenuma dienvidu daļā. Teritorijai raksturīgs mēreni silts klimats ar vēsākām vasarām un siltākām ziemām nekā Latvijas iekšzemes reģionos. Gada vidējā temperatūras ir aptuveni 6,75°C. Reģistrētā vidējā temperatūra janvārī svārstās robežās no -3,0 līdz -3,5°C, bet jūlijā tā ir +16,5°C. Visvairāk nokrišņu vērojams siltajā periodā. Kopējais gada nokrišņu daudzums ir 600-700mm. Ziemā sniega sega vidēji ir 14-16cm bieza un saglabājas 68-89 dienas. Užavas dabas lieguma teritorijā veģetācijas periods ir 128-138 dienu garš (Strautnieks 1997).

Teritorijā ziemas un rudens mēnešos, sākot no septembra, oktobra, dominē dienvidrietumu vēji, kuru vidējais stiprums oktobrī ir no 6,1 - 8,1m/s, janvārī 6,9 - 9,3 m/s. Savukārt pavasarī un vasarā liegumā dominē ziemeļrietumu vēji ar vidējo stiprumu aprīlī 5-5,6 m/s, jūlijā 4,7 - 6 m/s. Paisuma un bēguma laikā ūdens svārstības ir nelielas 10 - 15 cm (Ulsts 1998). Ziemā piekrastes josla neaizsalst, jo apskalo siltās straumes (Ulsts 1998, Eberhards 2004).

Užavas dabas lieguma teritoriju sedz 50-90m bieza Kvartāra nogulumu sega, kuru veido: glacigēnie un glacioakvālie nogulumi, iepriekšējā starpledus laikmeta jūras nogulumi (aleirīti un mālainie aleirīti) un pēdējā apledošanas nogulumi (morēnas smilšmāls), Baltijas ledus ezera aleirītiskie un Litorīnas jūras smilšainie nogulumi, jaunie eolie nogulumi (Anonīms 2014).

Lieguma teritorijā vērojama pastāvīga gara grants-oļu pludmale (Eberhards 2003), kuras platums šaurākajās vietās ir tikai daži desmiti metru, bet platākajā līdz 450m (Anonīms 2014).

Klimata izmaiņu dēļ biežāk vērojamas stipras vētras, kuras veicina krasta eroziju. Tādēļ pēdējo 15 gadu laikā Užavas lieguma teritorijā vērojama krasta noskalošanās intensitātes neliels pieaugums (Eberhards, Lapinskis 2008). Kopumā, lieguma teritorijā norītošie krasta procesi atrodas dinamiskā līdzsvarā (Anonīms 2004).

2.2.Lauka datu ievākšana

Lauka dati ievākti 2016.gada augustā, Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās. Kopumā izveidoti 233 apļveida parauglaukumi, ar diametru 3m, aptuveni 270m x 200m lielā platībā (2.,3. pielikums), kas aptver 3 pelēko kāpu biotopus: ar lakstaugiem klātas pelēkās kāpas (2130*), pelēkās kāpas ar sīkrūmu audzēm (2140*) un pelēkās kāpas ar ložņu kārklu (2170*). Pētāmā vieta Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās izvēlēta balstoties uz 2014. gadā izstrādātā bakalaura darba datiem (Celma 2014), kur noskaidrots, ka konkrētajā apgabalā vērojams liels smiltāja neļķu indivīdu īpatsvars.

Parauglaukumi izveidoti vietās ar smiltāja neļķi, kā arī vietās, kur tā netika konstatēta. To atrašanās vieta (centra punkts) atzīmēta no augstas izšķirtspējas RGB attēla (autors Vides Risinājumu Institūts) izveidotā kartē (veidota programmā QGIS 2.14.0-Essen), kuras mērogs 1:500.

Vides Risinājuma institūta pārstāvji norāda, ka izmantotā RGB attēla dati ievākti 2014.gada 1. augustā 9:00 no rīta, pēc lokālā laika, lietojot „Trimble” augstas izšķirtspējas (60mpx) RGB kameru. Dati iegūti 6 minūšu laikā. Ortofoto (3 joslas, RGB) telpiskā izšķirtspēja 0.1m x 0.1m (Vides Risinājumu Institūts).

Vietās, kur kartē redzamas koku ēnas, parauglaukumi netika izvietoti, jo informācija par šādām vietām nav pilnvērtīgi izmantojama tālākajās analīzēs. Parauglaukumos noteikta ne tika noteikta smiltāja neļķes klātesamība, bet arī raksturots lakstaugu stāva, smiltāja neļķes, sūnu, ķērpju, atklātu laukumu, nobiru, parasto milteņu segums izteikts % (4.pielikums). Taksonu grupu projektīvais segums noteikts %, skalā no 0 līdz 100. Ar 1 apzīmējot taksonus, kuri nerasniedz 10% atzīmi. Papildus veģetācijas datiem pievienoti dati no B. Laimes, D. Tjarves 2013. gadā izveidotajiem parauglaukumiem šajā pašā reģionā. Šajos datos atrodama informācija par šī darba tapšanai analizētajām taksonu grupām, gan papildus izdalītas meža sūnas un kāpu sūnas (4.pielikums). Informācija pievienota, jo lauka datu ievākšanas brīdī sūnas netika izdalītas kāpu un mežam raksturīgajās, bet darba analīzes laikā secināts, ka šāda informācija ir svarīga.

2.3. Datu statistiskā apstrāde

Lauka pētījumā ievāktie dati apkopoti datorprogrammā „Microsoft Excel 2013” un pēc tam analizēti statistiskās apstrādes programmā „R Studio” (versija 00.99.489). Izmantojot iegūto informāciju par parauglaukumiem ar un bez smiltāja neļķes klātbūtnes, veidoti vispārinātie lineārie modeļi (GLM). Lai noskaidrotu smiltāja neļķes seguma (%) ietekmējošos faktoros, veikta Puasona regresijas analīze. Puasona regresijas analīze izvēlēta, jo veselos procentos izteiktās smiltāja neļķes seguma dati uzskatāmi par skaitam līdzīgiem datiem un seko Puasona sadalījumam. Savukārt, lai noskaidrotu faktoros, kuri ietekmē smiltāja neļķes esamību vai neesamību parauglaukumā, veikta binārā loģistiskās regresijas analīzes (Kienast et al. 2012). Katram izveidotajam modelim aprēķināti: modeļa koeficients (angl. *Estimate*), novērtēts modeļa un katra koeficienta būtiskums ($\alpha = 0.05$), un AIC vērtība jeb Akaike informācijas kritērijs, kurš parāda relatīvo modeļa kvalitāti - jo zemāks rādītājs, jo labāks modelis (Teibe 2007).

Aprēķināts arī modeļu „McFadden” pseidodeterminācijas koeficients, kurš ataino kādu uzlabojumu dod modelis salīdzinājumā ar nulles modeli (modelis bez mainīgajiem), kā arī tā izskaidrotā variācija (Hu et al. 2006.)

Lai noskaidrotu vai starp GLM analīzē izmantotajiem regresoriem pastāv statistiski būtiska korelācija pie būtiskuma līmeņa 0.05, veikta Kendela korelācijas analīze. Šī korelācijas analīze izvēlēta, jo regresoru dati neatbilda normālajam sadalījumam (veikts Šapīro-Vilka normalitātes tests). Lai noskaidrotu vai modeļa paplašināšana ir devusi statistiski būtisku uzlabojumu, izmantots Hī kvadrāta tests. Modeļi salīdzināti arī pēc AIC vērtībām (Teibe 2007).

2.4. Teritorijas multispektrālā attēla analīze

Karšu veidošana un attēlu spektrālā analīze veikta brīvpieejas programmā QGIS 2.14.0-Essen. Analīzē izmantota multispektrālais (5 joslu) attēls (autors Vides Risinājumu Institūts). Attēla izveidošanai nepieciešamie dati iegūti no CASI-1500 sensora hiperspektrālajiem datiem (spektrālā izšķirtspēja - kanāla platums 9.6nm, 48 kanāli, telpiskā izšķirtspēja 1m x 1m). CASI-1500 ir pasīva tipa sensors, kurš detektē starojumu redzamās un tuvā infrasarkanā gaismas diapazonā 370nm-1050nm (Vides Risinājuma Institūts).

Multispektrālā un RGB attēla piesaiste LKS92/Latvija TM koordinātu sistēmai veikta, izmantojot 2007.gada piekrastes ortofoto (Metrum piekraste). Tā kā tālākajā datu apstrādē nepieciešama informācija par lauka darbu laikā izveidotajiem parauglaukumiem, veikta arī atzīmēto parauglaukumu centra punktu ievade, koordināšu nolasīšana un pārvēršana poligonos ar diametru 3m.

2.4.1. Normalizētā diferencētā veģētācijas indeksa aprēķināšana

Geostatistikajā analīzē par visbiežāk lietoto indeksu uzskata NDVI (Weier, Herring 2000, Smith 2012, Tian et al. 2016). Tas ir skaitlisks indikators, kura aprēķināšanā tiek izmantots augu atstarotās redzamās sarkanās un tuvu infrasarkanās gaismas daudzums. Pirmo reizi NDVI aprēķini veikti 1973. gadā Teksasas A&M Universitātē attālās izpētes centrā. Tā direktors Dr. *John Rouse* ar savu grupu, balstoties uz formulu, kuru pirmo reizi prezentēja *Kriegler* 1969. gadā:

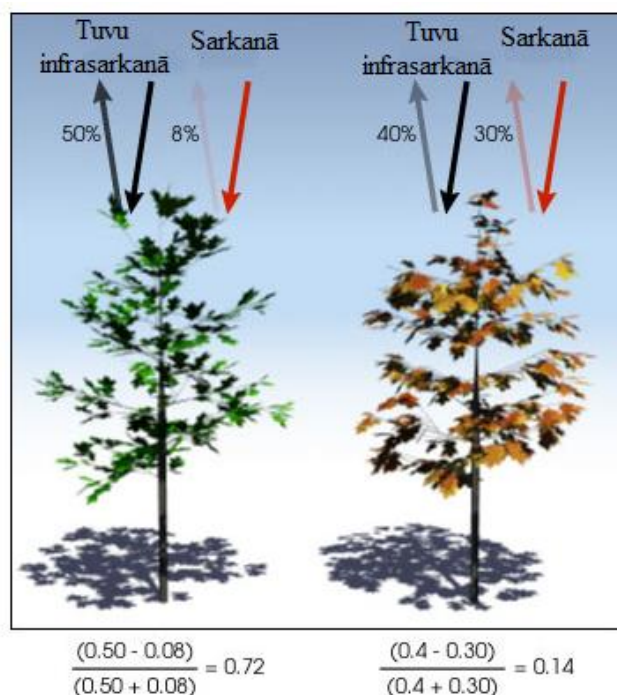
$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}, \text{ kur}$$

NIR- tuvās infrasarkanās gaismas atstarotais daudzums (Rouse et al. 1974),

RED- redzamās sarkanās gaismas atstarotais daudzums (Rouse et al. 1974).

Tā algoritms tiek balstīts uz vispārzināmu faktu, ka fotosintētiski aktīva veģetācija atstaro lielāku daudzumu redzamās un tuvās redzamā sarkanās spektra gaismu, salīdzinot ar citiem objektiem dabā. Augi ar veselīgām lapām, kurās ir augsta zaļā pigmenta- hlorofila koncentrācija, absorbē vairāk redzamo sarkano gaismu (0.62 - 0.74 μm) nekā tuvo infrasarkanā gaismu (0.78-0.9 μm) (Weier, Herring 2000).

Uzskatāmu piemēru šīs formulas izmantošanai NDVI aprēķinos savā rakstā „*Measuring vegetation (NDVI & EVI)*” ir ievietojusi *John Weierun David Herring* (5. att.) (Weier, Herring 2000).



5. attēls. NDVI indeksa aprēķināšanas piemērs (autors: Robert Simmon).

Figure 5. Example of NDVI index calculating (author: Robert Simmon).

NDVI vērtības tiek aprēķinātas katrai attēla šūnai. Tās atrodas intervālā no -1 līdz +1. Aprēķinos negatīvas vērtības visbiežāk uzrāda šūnas, kurās atainoti: mākoņi, ūdens, sniegs un ledus, atklāta augsne (bez veģetācijas). Lielas, pozitīvas NDVI vērtības tiek iegūtas, ja pētāmajā teritorijā atrodas veģetācija ar lielu fotosintēzes aktivitāti (Goward et al. 1985).

Izmantojot QGIS iestrādāto rastra kalkulatoru, aprēķinātas NDVI vērtības ainai, kura ataino pētāmo platību pelēkajās kāpās. Katram parauglaukumam nolasīta vidējā NDVI vērtība, izmantojot QGIS spraudni „*Zonal statistics plugin*”. NDVI vērtības noteiktas ar mērķi noskaidrot, vai pastāv statistiski būtiska korelācija pie būtiskuma līmeņa 0.05 starp smiltāja nelīdzenību

segumu, klātbūtni, parauglaukumā un NDVI vērtībām, izmantojot Kendela korelācijas analīzi (Liira et al. 2010, Meera - Gandhi et al. 2015, Hou et al. 2015).

Iegūtās NDVI vērtības klasificētas 4 grupās. Izdalītas sūnām, graudzālēm, atklātiem lakumiem un krūmiem, kokiem, parastām miltenēm klātas teritorijas. Klasifikācija balstīta uz lauka datu ievākšanas laikā iegūto pieredzi un izmantotā RGB attēlā redzamo informāciju. Piemēram, atrastas vietas, kur zemsedzi klāj sūnas. Šajā vietā nolasīta NDVI vērtība. Šūnas ar konkrēto vērtību visā attēlā klasificētas kā „sūnas”.

2.4.2. Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) sastopamības modelēšana

Tā kā analīzē izmantots multispektrālais attēls, veikta tā spektrālā transformācija. Izmantojot QGIS spraudni „*Principal Component Analysis for rasters*”, veikta principiālo komponentu analīze (PCA). Šī analīze veikta, jo tā kā dati ir daudzdimensionāli, tos ir grūti vizualizēt un interpretēt, tie satur informāciju, kura nav nepieciešama analīžu veikšanā (Demšar et al. 2013), kā arī starp joslu vērtībām pastāv liela korelācija (Lillesand et al. 2004). Šo iemeslu dēļ, pirms spektrālās analīzes multispektrālie dati tiek transformēti, samazinot to dimensiju daudzumu. PCA tiek uzskatīta par vispopulārāko spektrālās transformācijas metodi. Tās pamatā ir algoritms, kurā tiek izmantotas šūnu vērtības. Rezultātā tiek iegūts jauns rastra attēls ar jaunām pikseļu eigenvērtībām, kurā tiek maksimāli saglabāta informācija no oriģinālajiem datiem, tai pat laikā samazinot kļūdu īpatsvaru starp oriģinālo un jauno, mazāk dimensionālo attēlu. (Demšar et al. 2013).

Smiltāja neļķes izplatības modeļu veidošanai visu 5 joslu vērtības katram izveidotajam parauglaukumam nolasītas izmantojot QGIS spraudni „*Zonal statistics plugin*”, kurš aprēķina parauglaukumam atbilstošās vidējās šūnu vērtības katrā no 5 rastra attēla joslām. Lai noskaidrotu, kuras multispektrālā attēla joslas visvairāk saistītas ar smiltāja neļķes esamību vai neesamību parauglaukumā, veikta GLM binārā loģistikā regresija. Spektrālo joslu savstarpējā korelācija pārbaudīta izmantojot VIF (*Variance inflation factor*) analīzi. Šī analīze samērā bieži tiek veikta rastra attēla analīzē. Tā parāda, cik liela korelācija pastāv starp modelī izmantotajiem regresoriem, tas ir, vai informācija izmantotajās joslās ir atšķirīga. Lielas VIF vērtības (>5) norāda uz to, ka pastāv statistiski būtiska, cieša korelācija, joslas satur gandrīz vienādu informāciju, tādēļ modelis ir jāvienkāršo, izņemot laukā regresorus ar lielajām vērtībām. Savukārt vērtības, kuras ir intervālā no 1-5 norāda uz ļoti vāju, vāju savstarpējo korelāciju, šādus datus drīkst izmantot tālākajā analīzē (Sun, Deng 2013, Nelli 2015, A. Auniņa pers. ziņ.).

Balstoties uz labāko modeli (AIC vērtība zemākā), veikta smiltāja neļķes klātbūtnes prognozēšana katrā no attēla šūnām. No šīm prognozēm QGIS vidē izveidots jauns rastra attēls, kurš ataino pētāmās sugas izplatību pētāmajā teritorijā pelēkajās kāpās. Katrai attēla šūnai noteikta arī prognozes standartkļūda - augstākā un zemākā iespējamā vērtība. No šīm vērtībām arī izveidoti rastra attēli.

2.4.3. Izveidotā smiltāja neļķes izplatības modeļa efektivitātes pārbaude

Modeļa efektivitātes novērtēšanas nolūkā ar QGIS rīku palīdzību pētāmajā teritorijā atlikti 100 nejauši parauglaukumi (5., 6. pielikums). Šajās vietās veikta apsekošana, noskaidrojot vai tajos ir/nav sastopama smiltāja neļķe. Iegūtie dati salīdzināti ar prognozēm, izmantojot Manna-Vitnija testu (Matthews 2014, Savage et al. 2015), kā arī aprēķināta modeļa RMSE (vidējā kvadrātiskā kļūda) (Jones et al. 2010). Šī vērtība var būt robežās no 0 (prognoze ideāli sakrīt ar novērojumiem) līdz 1 (prognozes un novērojumi ir pilnīgi atšķirīgi) (Anonīms 2015).

3. Rezultāti

3.1. Smiltāja neļķes izplatību ietekmējošie faktori pelēkajās kāpās

Veicot GLM analīzi, izveidoti 4 statistiski būtiski ($p < 0.05$) modeļi (1. tab.), kuros skaidrota dažādu abiotisko un biotisko faktoru mijiedarbības ietekme uz smiltāja neļķes sastopamību.

1. tabula.

Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) klātbūtnes vispārinātie linearizētie modeļi

Table 1

Generalized Linear Models for sand pink (*Dianthus arenarius*) distribution

Smiltāja neļķes klātbūtne	Koeficients	p < 0.05	AIC	R ² (McFadden)
1) meža sūnu segums	-0.02	0.02 *	137.15	0.74
meža sūnu segums + ķērpju segums	-0.01 0.07	0.03 * 0.04 *	133.52	0.75
2) lakstaugu segums	0.07	0.00 ***	473.59	0.07
lakstaugu segums+ milteņu segums	-0.07 -0.01	0.00 *** 0.03 *	470.20	0.08
3) graudzāļu segums	-0.03	0.01 **	500.05	0.02
graudzāļu segums + atklātu laukumu segums	-0.02 0.01	0.03 * 0.02 *	496.72	0.03
4) atklātu laukumu segums	0.01	0.00 **	499.74	0.02
atklātu laukumu segums + ķērpju segums	0.01 0.02	0.02 * 0.03 *	496.72	0.03

Pirmais modelis ataino meža sūnu un ķērpju mijiedarbības ietekmi uz smiltāja neļķes klātbūtni. Iegūtais pseidodeterminācijas koeficients parāda, ka modeļa izskaidrotā variācija ir 75%. Tas vērtējams kā labs rādītājs. Arī AIC vērtība (133.52) ir vismazākā no izveidotajiem četriem modeļiem. Analīze arī parāda, ka meža sūnu ietekme ir negatīva, taču ķērpju pozitīva. Tas nozīmē, ka parauglaukumos, kuros zemsedzes segumu veido meža sūnas, iespējamība konstatēt smiltāja neļķi ir mazāka, salīdzinot ar vietām, kur meža sūnas neaug.

Otrā un trešā modeļa rezultāti ir sliktāki nekā pirmā. Rezultātos redzams, ka lakstaugu un parasto milteņu mijiedarbības ietekme ir negatīva, kas liecina par to, ka teritorijās ar milteņu un lakstaugu klātbūtni iespējamība konstatēt smiltāja neļķi salīdzinoši mazāka nekā vietās, kur minēto augu nav.

Savukārt trešais modelis, kurā analizēta graudzāļu un atklātu laukumu saistības ietekme uz pētāmās sugas klātbūtni, izskaidro 3% no kopējās dispersijas. Iegūtās AIC vērtības arī ir daudz lielākas. Kā vismazāk informatīvais vērtējams ceturtais modelis, kurš ataino atklātu laukumu un ķērpju mijiedarbības ietekmi uz pētāmo sugu, jo AIC vērtība ir vislielākā, un izskaidrotā variācija ir tikai 3%. Rezultāti apliecina, ka parauglaukumos ar atklātiem laukumiem un ķērpjiem pastāv iespēja konstatēt arī smiltāja neļķi.

Izveidotā GLM modelī smiltāja neļķes seguma ietekmējošo faktoru analizēšanai izskaidrotā variācija ir 40%, kas vērtējams kā labs rezultāts (2. tab.)

2. tabula.

Vispārinātais linearizētais modelis smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) segumam.

Table 2

Generalized Linear models for sand pink (*Dianthus arenarius*) cover

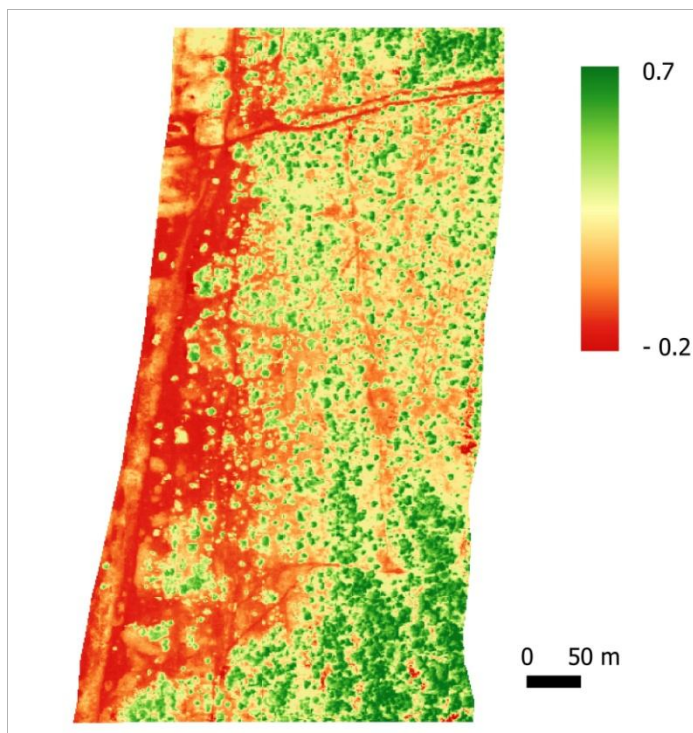
Smiltāja neļķes segums	Koeficients	p < 0.05	AIC	R ² (McFadden)
graudzāļu segums	0.04	0.00 ***	1921.3	0.05
graudzāļu segums + lakstaugu segums	0.02 -0.13	0.00 *** 0.00 ***	1662.8	0.18
graudzāļu segums + lakstaugu segums + atklātu laukumu segums	0.02 -0.11 0.01	0.00 *** 0.00 *** 0.00 ***	1639.8	0.20
graudzāļu segums + lakstaugu segums + atklātu laukumu segums + milteņu segums	0.02 -0.12 0.01 -0.03	0.00 *** 0.00 *** 0.00 ** 0.00 ***	1612	0.21
graudzāļu segums + lakstaugu segums + atklātu laukumu segums + milteņu segums + nobiru segums	0.01 -0.10 0.01 -0.03 -0.06	0.03 * 0.00 *** 0.00 ** 0.00 *** 0.00 ***	1501.1	0.27
graudzāļu segums + lakstaugu segums + atklātu laukumu segums + milteņu segums + nobiru segums + meža sūnu segums	-0.04 -0.14 0.06 -0.08 -0.09 -0.10	0.00 *** 0.00 *** 0.00 *** 0.00 *** 0.00 *** 0.00 ***	1237.2	0.40

Analīzes rezultāti parāda, ka graudzāļu, lakstaugu, atklātu laukumu, milteņu, nobiru un meža sūnu seguma mijiedarbība ietekmē smiltāja neļķes seguma lielumu parauglaukumā. Redzams arī, ka visi faktori, izņemot atklātos laukumus, pētāmās sugas segumu ietekmē negatīvi, tas ir, samazinot to.

3.2. Teritorijas spektrālā attēla analīze

3.2.1. Normalizētais diferencētais veģetācijas indekss un tā aprēķināšana

Apskatot multispektrālā attēla NDVI analīzes rezultātā iegūto attēlu, redzams, ka reģioni ar smilšainiem laukumiem uzrāda ļoti mazas, savukārt ar veģetāciju, tas ir, ar kokiem, krūmiem, uzrāda salīdzinoši augstu NDVI vērtību (6. att.).

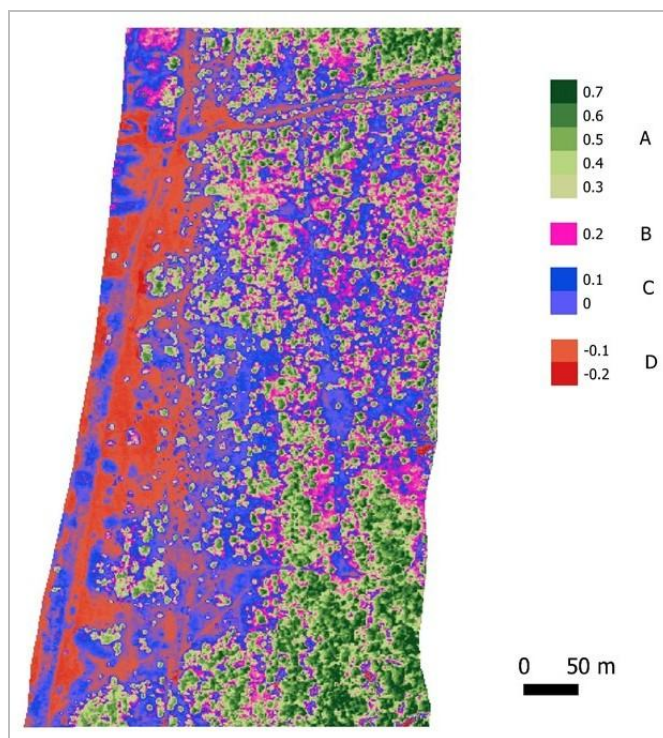


6. attēls. Užavas dabas liegumā pelēkajās kāpās analizētās teritorijas NDVI.
Figure 6. NDVI of analysed territory in grey dunes of Nature Reserve "Užava".

Kendela korelācijas analīzē noskaidrots, ka starp smiltāja neļķu sastopamību un NDVI pastāv statistiski būtiska ($p(0.02) > 0.05$), vidēji cieša, negatīva korelācija ($r = -0.41$). Tas nozīmē, ka pazeminoties NDVI vērtībai, palielinās iespējamība parauglaukumā konstatēt smiltāja neļķi. Līdzīgs rezultāts iegūts, analizējot smiltāja neļķu seguma un NDVI savstarpējo korelāciju. Rezultāti uzrāda, ka starp šiem diviem lielumiem pastāv statistiski būtiska ($p(0.01) < 0.05$), negatīva, vidēji cieša korelācija ($r = -0.46$). Tas nozīmē, ka vietās, kur NDVI indekss būs zemāks,

pastāv iespējamība, ka parauglaukumā būs lielāks smiltāja neļķes projektīvais segums. Šī sakarība novērota arī ievācot lauka datus (7. pielikums). Redzams, ka lielākoties vietās ar zemāku NDVI vērtību parauglaukumos vērojams lielāks smiltāja neļķes projektīvais segums. Arī parauglaukumi ar lielāko smiltāja neļķu segumu vērojami vietās ar mazu NDVI vērtību. Protams, daudzviet vērojamas arī vietas, kur smiltāja neļķe konstatēta vietā ar pozitīvu, salīdzinoši augstu NDVI vērtību (>0.1), bet to segums ir neliels, tas ir, nerasniedz 10 % atzīmi (apzīmēts ar vērtību 1).

Balstoties uz iegūto informāciju lauka datus, izveidotajā teritorijas NDVI attēlā un darbā izmantotajā augstas izšķirtspējas ortofoto, izveidota NDVI klasifikācija. Noskaidrots, ka iespējams izdalīt sūnām, graudzālēm, atklātiem laukumiem klātos pētāmās teritorijas rajonus (7. att.).



7. attēls. Pētītās teritorijas Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās NDVI vērtību klasifikācija: A- *Pinus sylvestris*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Salix* sp., B- sūnas, C- graudzāles, D- atklāti laukumi.

Figure 7. Classification of NDVI values of analysed territory in gray dunes of Nature Reserve “Užava”: A- *Pinus sylvestris*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Salix* sp., B- moss, C- grass, D- territories without vegetation.

Iegūtos datus par NDVI vērtībām pētāmajā teritorijā apvienojot ar izveidotajiem parauglaukumiem (7.,8. pielikums), redzamas tāda pašas likumsakarības kā izveidotajos GLM

modeļos (1., 2. tab.). Smiltāja neļķe biežāk sastopama un tai vērojams lielāks projektīvais segums vietās, kur vērojams lielāks atklāto laukumu īpatsvars un mazāks sūnu, graudzāļu, milteņu, koku un krūmu segums.

3.3.2. Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) sastopamības modelēšana

Balstoties uz veiktās GLM analīzes rezultātiem, noskaidrots, ka smiltāja neļķes iespējamā klātbūtne ir saistīta ar izmantotā multispektrālā attēla 2. joslas un 3. joslas saturošo informāciju (šūnu vērtībām) (3.tab.)

3.tabula
Multispektrālā attēla joslu GLM analīzes rezultāti.
Table 3
Results of multispectral image band GLM analysis.

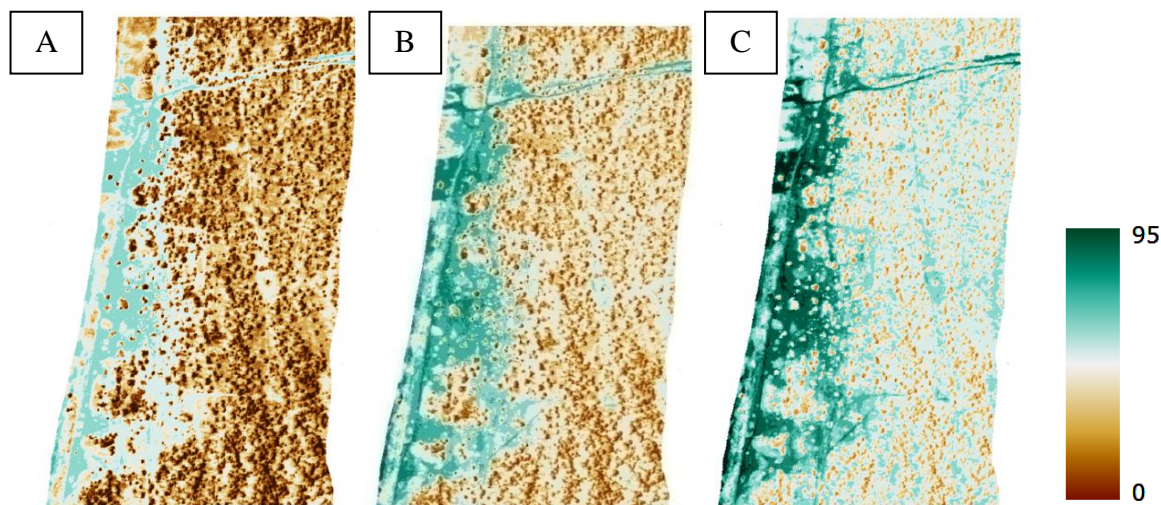
Smiltāja neļķes klātbūtne	Koeficients	p < 0.05	AIC	R ² (McFadden)
2. josla	0.16	0.02*	319.40	0.13
2.josla + 3. josla	-0.18	0.02*	313.19	0.21

Modeļa rezultāti neuzrāda lielu izskaidroto dispersijas analīzes daļu, bet tā kā šis modelis ir statistiski būtisks ($p < 0.05$), tas ir uzskatāms par izmantojamu tālākajā spektrālajā analīzē. Aprēķinātais McFadden pseidodeterminācijas koeficients parāda, ka izveidotais modelis izskaidro 21% no variācijas. Starp modeļa izveidē izmantotajiem mainīgā ietekmējošajiem faktoriem pastāv statistiski būtiska korelācija ar VIF vērtībām 1.037 (2. josla) un 1.42 (3. josla). Tā kā vērtības ir zemākas par 5, savstarpējā korelācija ir uzskatāma par vāju, abas joslas drīkst izmantot GLM modeļu veidošanā (Sun, Deng 2013, Nelli 2015).

Balstoties uz iegūtā GLM modeļa, izveidots iespējamās smiltāju neļķes izplatības (8. att. 9. pielikums) attēls. Tas skaidri parāda, ka vietās, kur dominē smilšaini, atklāti laukumi, smiltāju neļķu konstatēšanas iespējamība paaugstinās, savukārt, kur vērojami sūnām klāta zemsedze, koki, iespējamība konstatēt smiltāja neļķi ir salīdzinoši zemāka.

Salīdzinot attēlu, kurā modelēta smiltāja neļķes sastopamība (8b. att.) un atainots teritorijas NDVI indekss (6. att.), redzamas saistības. Abas metodes vienlīdz labi uzrāda reģionus ar atklātajiem laukumiem bez veģetācijas, kā arī reģionus ar veģetāciju (vislabāk kokus).

Balstoties uz NDVI indeksa datiem iespējams analizēt iegūto smiltāja neļķes sastopamības karti, iegūto informāciju sasaistot.



8. attēls. Iespējamība (%) konstatēt smiltāja neļķi (*Dianthus arenarius*) analizētajā Užavas dabas lieguma teritorijā. A-prognozes standartklūdas zemākā vērtība, B- prognozētās vērtības, C- prognozes standartklūdas augstākās vērtības.

Figure 8. The probability (%) to find Sand pink (*Dianthus arenarius*) in analysed territory of Nature Reserve "Užava". A- the lowest values of standard error, B- predicted values, C- the highest values of standard error

3.3.3. Izveidotā smiltāja neļķes izplatības modeļa pārbaude

Iegūtie dati jaunizveidotajos 100 parauglaukumos pētāmajā teritorijā salīdzināti ar prognozētajiem datiem (10. pielikums). Izmantojot Manna-Vitnija testu, noskaidrots, ka nepastāv statistiski būtiska atšķirība starp abām datu kopām ($p(0.06) > 0.05$). Modeļa RMSE vērtība ir 0.54 Šāds rezultāts vērtējams kā vidēji labs.

4. Diskusija

4.1. Smiltāja neļķu izplatību ietekmējošie faktori pelēkajās kāpās

Samērā liela nozīme pelēko kāpu augu sabiedrību veidošanā ir sūnām un ķērpjiem (Laime, Tjarve 2009). Pētījumā iegūtie rezultāti norāda uz to, ka smiltāja neļķu sastopamību parauglaukumā pelēkajās kāpās negatīvi ietekmē mežam tipisko sūnu liels projektīvais segums. Šādās vietās pastāv mazāka iespējamība sastapt pētāmo sugu, nekā vietās, kur šo sūnu projektīvais segums ir mazāks. Tāpat kā pelēkajās kāpās arī mežainās kāpās un smiltāju zālājos blīvs meža sūnu segums ietekmē smiltāja neļķu izplatību (Stola 2012, Celma 2014). Šim faktam ir pieejami vairāki skaidrojumi: sūnu ciešais segums neļauj augu sēklām aizkļūt līdz augsnei (Packham et al.1992), sūnas ilgāk uztur mitrumu, kas kserofītiem augiem rada nepiemērotus augšanas apstākļus, sūnas padara augsni skābāku, kas ne visiem augiem ir augšanai piemērota (Ellenberg 1988) u.c.

Tomēr jāņem vērā arī tas, ka kāpām tipisko sūnu liels projektīvais segums parauglaukumā samazina iespējamību tur konstatēt smiltāja neļķi (Celma 2014) (9.att.).



9. attēls. Parauglaukums ar lielu kāpām tipisko sūnu projektīvo segumu pelēkajās kāpās Užavas dabas liegumā (autors: L. Celma).

Figure 9. Sample plot with big typical coastal dune moss projective cover in gray dunes of Nature Reserve “Užava” (author: L. Celma).

GLM analizē noskaidrots, ka otrs faktors, kurš ietekmē smiltāja neļķu izplatību, ir ķērpju projektīvais segums. Kāpās augošie ķērpji tāpat kā smiltāja neļķes ir kserofīti augi (Laime 2013a), tādēļ tos bieži var sastapt kopā. Tomēr ne visas ķērpju sugas ir labvēlīgas pētāmās sugas izplatībai. Tā, piemēram, novērots, ka vietās, kur pelēkajās kāpās peltigēras (*Peltigera* sp.) ir sastopamas ar samērā lielu projektīvo segumu, iespējamība konstatēt smiltāja

neļķi ir mazāka, salīdzinot ar vietām, kur peltigēru zemsedzes segums ir mazāks. Šāda likumsakarība vērojama arī citos smiltāja neļķei piemērotos biotopos (Celma 2014).

Otrs no izveidotajiem GLM modeļiem, kurš ataino smiltāja neļķes izplatību ietekmējošos faktoros, veidots izmantojot lakstaugu un milteņu segumu parauglaukumos. Šo abu faktoru saistības ietekme uz pētāmas sugas izplatību varētu būt saskaidrojama ar to, ka lakstaugi pelēkajās kāpās vērojami tur, kur jau ir parādījušies neliels humusa slānis (Ellenberg 1988). Šādās vietās novērots mazāks atklāto, smilšaino laukumu īpatsvars, kas ir nozīmīgs faktors smiltāja neļķes izplatībai (Celma 2014).

Parastā miltene ir tipiska pelēko kāpu suga (Rove 2013b). Tā klājieniski un blīvi aizņem plašas teritorijas (Priedītis 2014), tādā veidā arī samazinot atklāto laukumu daudzumu, kā arī zem tām novērota skuju un citu nobiru uzkrāšanās, kas, iespējams, tāpat kā kūlas slānis smiltāju zālajos (Stola 2012) veido smiltāja neļķei grūti cauraugamu, sēklu izplatībai nelabvēlīgu slāni. Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās vērojams, ka sukcesijas rezultātā, vietās kur aug parastā miltene, starp to ložņājošajiem zariem vietām sāk augt kārkli un parastās priedes (Isoda 2009). Tā kā smiltāja neļķes augšanai piemērotas ir atklātas, labi apgaismotas vietas (Priedītis 2014), parasto priežu un kārkļu radītais apēnojums, iespējams, rada negatīvu ietekmi uz pētāmo sugu.

Graudzāles un atklāti laukumi arī ir uzskatāmi par smiltāja neļķu izplatību ietekmējošajiem faktoriem. Vietās, kur graudzāļu projektīvais segums ir liels, pētāmā suga ir konstatējama retāk nekā vietās, kur graudzāles veido retākas un mazākas audzes. Šāda likumsakarība redzama gan apskatot statistiskās analīzes rezultātus (1.,2. tab.), gan konstatēta lauka datu ievākšanas laikā (10.att.)



10. attēls. Ar biežām graudzāļu audzēm klātas teritorijas Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās (autors: L. Celma)

Figure 10. With thick grass covered territory in gray dunes of Nature Reserve “Užava” (author: L. Celma).

To, iespējams, var skaidrot ar to, ka graudzāles to augšanai labvēlīgos apstākļos veido cerus un strauji izplatās (Stola 2012). Veģetācijas sezonas beigās tās atmirst, veidojot kūlas slāni (Risser 1988), kurš negatīvi ietekmē smiltāja neļķes izplatību (Stola 2012).

GLM modeļu rezultātos arī redzams, ka smilšaini, atklāti laukumi pozitīvi ietekmē smiltāja neļķu izplatību. Šie rezultāti sakrīt ar literatūras avotos pieejamo informāciju (Stola 2012, Celma 2014).

Visi pieejamie faktori, kā jau bija gaidāms, ietekmē arī smiltāja neļķes segumu. GLM analīzes rezultāti uzradīja, ka smiltāja neļķu segumu bez iepriekš nosauktajiem faktoriem vēl negatīvi ietekmē nobiru (lielākoties parasto priežu skuju) daudzums. Tas, manuprāt, skaidrojams ar to, ka vietām, kur vērojams liels nobiru daudzums, tuvumā ir arī priedes, kuras rada ēnu konkrētajā vietā. Tā kā smiltāja neļķe ir gaismu mīlošs augs (Schnoor et al. 2015) tā, iespējams, šādās vietās neaug pilnvērtīgi, tas ir, neveido lielus segumus - ceru lielums un skaits parauglaukumā mazs.

4.2. Normalizētais diferencētais veģetācijas indekss un tā aprēķināšana

Tā kā NDVI ir viens no plašāk pielietotajiem indeksiem pētījumos, kas saistīti ar ekoloģiju, literatūras avotos ir pieejami salīdzinoši daudz informācijas par to, kur šis indekss pielietots dažādās monitoringu programmās: ikgadējā biomasas izmaiņu noteikšanai tuksnešainos reģionos (Tian et al. 2016), ezeru aizaugšanas monitorēšanā (Liira et al. 2010, Brižs 2012), kāpu ģeomorfoloģisko izmaiņu detektēšanā (Corbau et al. 2015), zemes degradācijas pakāpes noteikšanā (Eckert et al. 2015), biotopu pārmaiņu modelēšana klimata izmaiņu rezultātā (Meera - Gandhi et al. 2015, Hou et al. 2015) utt. Tiek uzsvērts, ka ar šī indeksa palīdzību iespējams novērtēt veģetācijas izmaiņas laika gaitā, struktūru, vitalitāti un sugu kompozīciju (Liira et al. 2010, Tian et al. 2016).

Arī šī darba ietvaros izveidotajā teritorijas NDVI attēlā, balstoties uz pieredzi lauka datu ievākšanas laikā un redzamo informāciju augstas izšķirtspējas ortofoto attēlā, noskaidrots, ka ir iespējams atšķirt, izdalīt vietas, ar plašām graudzāļu audzēm un sūnām klātām teritorijām un atklātas smilšainas vietas bez veģetācijas. Tomēr automātiski izdalīt atsevišķi graudzāļu klātas teritorijas un sūnām klātas teritorijas pilnvērtīgi nav iespējams, jo šūnu NDVI vērtības vietām ir ļoti līdzīgas (6.,7.att).

Literatūras analīzē noskaidrots, ka nepastāv viena noteikta NDVI vērtību klasifikācija, grupēšana, dažādi autori smilšainiem, graudzālēm un kokiem krūmiem klātiem reģioniem piedēvē dažādas NDVI vērtības. Tā, piemēram, zinātnieki no Indijas raksta, ka NDVI vērtības ≤ 0.1 klasificējams kā smilšaini, klinšaini vai sniegu klātiem reģioni. Vērtības 0.2 līdz 0.3 ar krūmiem un graudzālēm klātas teritorijas, bet vērtības intervālā no 0.6 līdz 0.8 kā mērenās klimata joslas vai tropiskie meži (Meera - Gandhi et al. 2015). Veicot NDVI vērtību klasifikāciju pētāmajai teritorijai Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās, NDVI vērtību klasifikācija līdzīga: -0.1 līdz 0 smilšaini laukumi, 0 līdz 0.2 sūnām klāti un retām graudzālēm klātas teritorijas, 0.2 līdz 0.3 graudzāļu audzēm klāti reģioni un no 0.3 līdz 0.7 vērtības kā kokiem, krūmiem klātas teritorijas. Atšķirības klasifikācija varētu būt dēļ tā, ka atšķirīgās vietās vērojami atšķirīgi augšanas apstākļi. Līdz ar to arī veģetācijas augšanas un attīstības intensitāte. Tādēļ uzskatu, ka pētījumos ar mērķi analizēt NDVI vērtību saistību ar pētāmo sugu, vienmēr būtu nepieciešams iekļaut arī tradicionālā monitoringa datus un augstas telpiskās izšķirtspējas teritorijas ortofoto, lai būtu iespējama precīzāka klasifikācija. Līdzīgu atziņu pauduši arī citi autori ar attālo izpēti saistītos rakstos (Rujoiu-Mare, Mihai 2016, Tian et al. 2016).

Izveidotajā NDVI attēlā vērojamas arī vairākas kļūdainas vietas. Dažviet, kur vērojamas izteikti tumšas ēnas, tuvās infrasarkanās spektra gaismas absorbēšanās ir tik pat liela kā tas ir atklātiem, smilšainiem laukumiem. Šī iemesla dēļ dažviet attēla tumšākās vietas tiek klasificētas kā atklāti laukumi bez veģetācijas. Arī citi zinātnieki savos darbos ir minējuši, ka ēnas attēlos ir traucējušas pilnvērtīgai pētāmās teritorijas analīzei (Sah et al. 2012). Ēnas, tāpat kā mākoņi un migla, ir problēma, ar kuru visai bieži nākas saskarties arī analizējot ar satelītu palīdzību iegūtos zemes virsmas attēlus. Šī iemesla dēļ, mūsdienās tiek meklētas efektīvas metodes, kuras šos attēla defektus varētu izlabot. Tā, piemēram, daži zinātnieki „Landsat” attēlos iesaka šūnas ar ēnām, mākoņiem ar speciāla algoritma palīdzību aizvietot ar tā paša reģiona citā dienā iegūta attēla šūnām (Sah et al 2012). Tā kā šī darba izpildes laikā nebija pieejami citi pētāmās teritorijas augstas izšķirtspējas attēli, ar kuru šūnām būtu iespējams aizvietot ēnainās vietas analizējamā attēlā, tās netika izlabotas.

Salīdzinot informāciju, kuru sniedz GLM analīzē iegūtie modeļi un pētāmās teritorijas NDVI vērtību statistiski būtiskā negatīvā korelācija ar smiltāja neļķu izplatību un segumu, redzams, ka abas analīzes metodes uzrāda, ka pētāmās sugas augšanai ir piemēroti atklāti smilšaini laukumi ar mazu veģetācijas segumu (1., 2 tab.).

4.3. Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) sastopamības modelēšana

Līdz ar attālās izpētes metožu attīstību, aizvien precīzāk iespējams noteikt retu un apdraudētu sugu iespējamo izplatības areālu, kā arī noteikt kādi ir svarīgākie biotiskie un abiotiskie vides faktori, kuri ietekmē šo sugu izplatības un izdzīvošanas spējas. Šāda veida detalizēta informācija ir pamats aizsardzības plānu izstrādei (Sousa-Silva et al. 2014). Retu un apdraudētu sugu izplatību samērā bieži modelē balstoties uz GLM modeļiem (Osawa et al. 2011). Uz šo analīzi ir balstīts arī smiltāja neļķes iespējamās izplatības modelis (8.att., 9. pielikums).

Izveidotajā modelī redzams, ka lielākā iespējamība konstatēt smiltāja neļķi ir vietās ar atklātiem, smilšainiem laukumiem. Šis fakts pierādīts arī ar NDVI (8.pielikums) un statistiskās analīzes palīdzību (1., 2. tab.), kā arī šī likumsakarība novērota iepriekšējos, gan darba autora, gan citu autoru darbos (Stola 2012, Celma 2014).

Tāpat, kā pilnvērtīga NDVI attēla izveidē arī izplatības modeļa izveidei traucēja ēnām klātās vietas (tuvu kokiem) attēlā. Kā jau tika minēts metodikā, lauka datu ievākšanas laikā ēnainās vietās parauglaukumi netika izveidoti. Tomēr, veidojot modeli, GLM funkcijās „*predict*” tiek izmantota informācija par visā pētāmajā teritorijā esošajām šūnu vērtībām. Šajā brīdī gaišākajām ēnām tiek iedēvēta tādi pati varbūtība konstatēt smiltāja neļķi, kā tas ir vietās ar samērā biežām graudzāļu audzēm vai sūnām klātās teritorijās, pat ja, iespējams, tiek apēnoti atklāti smilšaini laukumi, kas būtu atzīstami kā piemēroti pētāmajai sugai.

Vairāki autori savās publikācijās ir minējuši, ka sugas izplatību modeļu veidošanā būtu jāiekļauj arī pētījuma vietas topogrāfiskās un klimata īpatnības, kā arī jāpievieno informācija par NDVI vērtībām konkrētajā vietā. Minētā papildus informācija uzlabotu izplatības modeļa kvalitāti, iegūtie rezultāti būtu realistiskāki. Vēl jāpiemin, ka lietojot šādu metodi un vairāku gadu attālās izpētes datus par konkrēto teritoriju, iespējams labāk modelēt klimata pārmaiņu ietekmi uz pētāmo biotopu, sugu. Iespējams noteikt, kuras vietas pētāmajā reģionā ir kļuvušas nepieejamas pētāmajai sugai dažādu faktoru ietekmē. Šādu metodi veiksmīgi izmantojuši zinātnieki Austrālijā, pētot bruņrupuču sugu izplatību ietekmējošos faktorus Marejas upes baseinā (Wen et. al 2015). Modelējot iespējamo smiltāja neļķes izplatību pelēkajās kāpās, klimatiskās un topogrāfiskās īpatnības netika ņemtas vērā. Tomēr, tā kā Užavas dabas lieguma plēkās kāpās ir samērā līdzenas, topogrāfiski vienvēidīgas, visticamāk šī informācija modeļa kvalitāti nebūtu uzlabojusi. Tomēr, ņemot vērā NDVI vērtību un smiltāja neļķu sastopamības statistiski būtisko, negatīvo korelāciju, visticamāk NDVI vērtību apvienošana ar prognozēto sugas izplatības modeli, būtu uzlabojusi

izveidoto modeli. Protams, uzskatu, ka šo darbu daudz informatīvāku varētu padarīt vairāku gadu multispektrālie attēli par pētāmo teritoriju, kā arī LiDAR dati. Balstoties uz šiem datiem varētu modelēt smiltāja neļķu izplatības pārmaiņas laika gaitā. Šādi varētu noskaidrot, cik ļoti mainījusies smiltāja neļķu izplatība pelēko kāpu sukcesijas (apmežošanās) laikā. Tomēr, vairāku gadu Užavas dabas lieguma pelēko kāpu augstas izšķirtspējas multispektrālie attēli, diemžēl vēl nav pieejami, tādēļ šādā pētījumā vienīgā iespēja ir izmantot „Landsat” satelītattēlus.

4.4. Izveidotā smiltāja neļķes izplatības modeļa pārbaude

Sugai piemērotu biotopu izplatības modelēšanā liela nozīme ir arī izveidotā modeļa pārbaudei (Sousa-Silva et al. 2014). Šajā darbā izmantotais Manna- Vitnija tests un RMSE vērtība apliecināja, ka izveidotais modelis ir uzskatāms par vidēji labu, precīzu. Manuprāt, tas skaidrojams ar lauka datu ievākšanas laikā novēroto, ka smiltāja neļķi samērā bieži iespējams konstatēt arī tās augšanai par nepiemērotām uzskatītās vietās, piemēram, vietās, kur zemsedzi veido liels sūnu projektīvais segums, vērojamas biezas lakstaugi, graudzālēm klātas audzes, kā arī zem kokiem. Protams, šādās vietās reti vērojams liels smiltāja neļķu segums, bet tā kā modelis tiek balstīts uz bināriem datiem, vērtībām 0 (esamība) un 1 (neesamība), šādi dati var būtiski ietekmēt modeļa kvalitāti.

Vēl modeļa kvalitāti ietekmē jau iepriekš pieminētās ēnas un, manuprāt, arī tas, ka, tā kā pētāmā teritorija ir pelēkās kāpas, sūnu vērtības nav ļoti atšķirīgas. Analizētais multispektrālais attēls ir spektrāli vienveidīgs. Šis fakts ietekmē analīzē izmantotos algoritmus- dabā izteikti atšķirīgas teritorijas tiek klasificētas vienādi.

Protams, tā kā analīzē izmatots attēls, kurš uzņemts no lidmašīnas nevis no satelīta, tas atvieglo datu analīzi. Nav jāsaskaras ar dažādiem attēlu trūkumiem, ar kuriem saskaras autori, kas savos darbos izmanto, piemēram, „Landsat” attēlus, piemēram, ar mākoņu esamību attēlā, salīdzinoši mazāku telpisku izšķirtspēju un to, ka visbiežāk analizējamais attēls ir vairāku mazāku attēlu mozaīka (Jones et al. 2010).

Literatūras avotos lasāms, ka modeļus, kuri balstīti uz GLM analīzi, kur tiek izmatoti binārie dati, negatīvi ietekmē liels nulles vērtību pārsvars pār vērtību 1. Šādos gadījumos iesaka lietot GLM analīzes paplašinājumu „*Bagging GLM*” (GLM analīzes un bootstrap metodes apvienojums) (Osawa et al. 2011). Tā kā šī darba tapšanai tika ievākti vienlīdz daudz datu par

vietām ar un bez smiltāja neļķes klātbūtnes, nebija nozīmes izmantot šo GLM analīzes paplašinājumu, jo būtisku modeļa uzlabojumu tas visticamāk nebūtu devis.

Secinājumi

- 1) Smiltāja neļķe (*Dianthusarenarius*) visbiežāk pelēkajās kāpās būs sastopama vietās ar lielu atklāto laukumu īpatsvaru un salīdzinoši mazu graudzāļu, lakstaugu, parasto milteņu, koku, sūnu projektīvo segumu.
- 2) Vislabākais no četriem izveidotajiem GLM modeļiem, kuri aprakstītu smiltāja neļķu izplatību pelēkajās kāpās, ir modelis, kurš ietver mežam tipisko sūnu un ķērpju mijiedarbības ietekmi uz pētāmo sugu. Šis modelis izskaidro 75% variācijas.
- 3) GLM analizē noskaidrots, ka smiltāja neļķu segumu ietekmē graudzāļu, lakstaugu, atklātu laukumu, parasto milteņu un mežam tipisko sūnu seguma kombinācija. Šī kombinācija izskaidro 40 % variācijas.
- 4) Starp NDVI indeksu un smiltāja neļķes klātbūtni pastāv statistiski būtiska negatīva korelācija ($r=-0.41$), kā arī statistiski būtiska negatīva korelācija pastāv starp smiltāja neļķes segumu un NDVI vērtībām ($r=-0.46$).
- 5) Ir iespējams klasificēt NDVI attēlu, izdalot atklātus laukumus, sūnām, kokaugiem un graudzāļu, lakstaugu audzēm klātas teritorijas.
- 6) Pētījuma teritorijas multispektrālā attēla 2. un 3. joslas kombinācija visvairāk saistīta ar smiltāja neļķes izplatību pelēkajās kāpās. Izskaidrotā variācija 21%.
- 7) Izveidotais smiltāja neļķes modelis uzskatāms par vidēji labu, jo starp prognozētajiem un reālajiem datiem nepastāv statistiski būtiska atšķirība, RMSE= 0.54.

Pateicības

Izsaku lielu pateicību sava maģistra darba vadītājam Didzim Tjarvem par palīdzību darba izstrādē. Paldies Aināram Auniņam un Kārlim Kalvišķim par noderīgajiem padomiem, idejām attālās izpētes datu apstrādāšanā. Izsaku pateicību arī Vides Risinājuma institūtam par nodrošināšanu ar augstas izšķirtspējas ortofoto.

Literatūras saraksts

- Anonīms 2015. Modelproгноžu pēcapstrādes metožu verifikācijas dati. Verifikācijas metriku un brīvpieejas datubāzes apraksts
http://www.promesys.lv/fileadmin/_migrated/content_uploads/Verifikācijas_datubāzes_a_praksts.pdf.
- Anonīms. 2004. Dabas lieguma „Užava” dabas aizsardzības plāns. Rīga: Latvijas Universitāte, 47 lpp.
- Anonīms. 2014. Dabas lieguma „Užava” dabas aizsardzības plāns. Rīga: Estonian, Latvian, Lithuanian Environment, 168 lpp.
- Anonymous 2013 a. *Dianthus arenarius* subsp. *arenarius* L.
http://eunis.eea.europa.eu/species/167192#threat_status
- Anonymous. 2015. Habitat account - Coastal sand dunes and continental dunes.
<http://jncc.defra.gov.uk/protectedsites/sacselection/habitat.asp?FeatureIntCode=H2140>.
- Boorman L. A. 1989. The grazing of British sand dune vegetation.- Ecological Aspects. 96: 75-88 pp.
- Brižs J. 2012. Engures ezera aizauguma novērtējums izmantojot tālizpētes un ĢIS metodes. Maģistradarbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 104 lpp.
- Campbell J. B., Wynne R. H. 2011. Introduction to remote sensing. Fifth edition. New York: The Guilford Press, 648 pp.
- Celma L. 2014. Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) populāciju ietekmējošie faktori mežainās kāpās Užavas dabas liegumā. Bakalaura darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 45 lpp.
- Corbau C., Simeoni U., Melchiorre M., Rodella I., Utizi K. 2015. Regional variability of coastal dunes observed along the Emilia-Romagna littoral, Italy.- Aeolian Research, 18: 169–183.
- Council Directive 92/43/EEC of May 1992 on the conservation of natural habitats and wild fauna and Flora.
- Demšar U., Harris P., Brunson C., Mcloon S., Fotheringham A. 2013. Principal Component Analysis of spatial data: An Overview.- Annals of the association of American geographers, 23 pp.
- Eberhards G. 2003. Latvijas jūras krasti. Rīga: Latvijas Universitāte, 292 lpp.
- Eberhards G. 2004. Jūra uzbrūk! Ko darīt? Rīga: Latvijas Universitāte, 23 lpp.
- Eberhards G., Lapinskis J. 2008. Baltijas jūras Latvijas krasta procesi. Atlants. Rīga: Latvijas Universitāte, 64 lpp.

- Eckert S., Hüsler F., Liniger H., Hode E. 2015. Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia.- *Journal of Arid Environments*, 113: 16-28.
- Elith J., Leathwick J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time.- *Evolution and Systematics*, 40:677-697.
- Ellenberg H. 1988. *Vegetation ecology of central Europe*. Cambridge: Cambridge University press, 756 pp.
- Gavrilova Ģ. 1999. *Latvijas vaskulāro augu flora: Neļķu dzimta (Caryophyllaceae)*. Rīga: Latvijas Universitāte, 104 lpp.
- Gayathri- Devia K., Ganasri B. P., Dwarakish G. S. 2015. Applications of remote sensing in satellite oceanography: a review.- *Aquatic Procedia*, 4: 579 – 584.
- Goward S. N., Tucker C. J., Dye D. G. 1985. North American vegetation patterns observed with the NOAA-7 advanced very high resolution radiometer.-*Vegetatio*, 64: 3-14.
- Graf R.F., Mathys L., Bollmann K. 2009. Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps.- *Forest Ecology and Management*, 257: 160–167.
- Hantson W., Kooistra L., Slim P. 2012. Mapping invasive woody species in coastal dunes in the Netherlands: a remote sensing approaches using LIDAR and high-resolution aerial photographs.- *Applied Vegetation Science*, 15(4):536–547.
- Hassler M. 2016. *World Plants: Synonymic Checklists of the Vascular Plants of the World*. www.catalogueoflife.org/col.
- Hou W., Gao J., Wu S. Dai E. 2015. Interannual variations in growing- season NDVI and its correlation with climate variables in the southwestern Karst region of China.- *Remote Sensing*, 7: 11105-11124.
- Houston J. 2008. Management of Natura 2000 habitats.2130 *Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation (“grey dunes”). European Commission, 34 pp. http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf.
- Hu B., Shao J., Palta M. 2006. Pseudo- R² in logistic regression model.- *Statistica Sinica*, 16: 847-860.
- Hundt R. 1985. Phytosociological and ecological aspects of the dunes on the Isle of Rugen, Baltic Sea.- *Vegetatio*, 61: 97–103.

- Isoda A. 2009. Veģetācija pelēkajās kāpās ar ložņu kārklu *Salix repens* Latvijā. Bakalaura darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 53. lpp.
- Jalas J., Suominen J. 1987. Atlas florae Europaeae III. Cambridge: Cambridge University press, 416 pp.
- Jones H.G., Vaughan R.A. 2010. Remote sensing of vegetation. United States: Oxford University press, 353.pp.
- Joseph G. 2005. Fundamentals of remote sensing. Second edition. India: Universities Press, 488 pp.
- Jurgens A., Witt T., Gottsberger G. 2003. Flower scent composition in *Dianthus* and *Saponaria* species (*Caryophyllaceae*) and its relevance for pollination biology and taxonomy.- *Biochemical Systematic and Ecology*, 31: 345–357.
- Kearney M., Porter W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species ranges.- *Ecology Letters*, 12: 1–17.
- Kienast F., Bolliger J., Zimmermann N.E. 2012. Species distribution modeling (SDM) with GLM, GAM and CART.- *Advanced Landscape Ecology*, 12:1-16.
- Kondratovičs E. 2014. Pelēko kāpu attīstība sukcesijas gaitā Užavas dabas liegumā. Maģistra darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 43 lpp.
- Krauss J., Klein A.M., Steffan- Dewenter I., Tschardt T. 2004. Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands.- *Biodiversity and Conservation*, 13:142-1439.
- Kulju K., Granroth J., Lehmuskallio J. 2016. „Sand pink”.
<http://www.luontoportti.com/suomi/en/kukkakasvit/sand-pink>.
- Laime B. 2013 a. 2130* Ar lakstaugiem klātas pelēkās kāpas .-Grām.: Auniņš A. (red.). Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā, Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija: 76-79 lpp.
- Laime B. 2013 b .2170* Pelēkās kāpas ar ložņu kārklu .-Grām.: Auniņš A. (red.). Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā, Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija: 84-87 lpp.
- Laime B., Tjarve D. 2009. Grey dune plant communities (*Koelerio-Corynephoretea*) on the Baltic coast in Latvia.- *Tuexenia*, 29: 409–435.
- Lefsky M. A., Cohen W. B., Parker G. G., Harding D. J. 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies.- *Bioscience*, 52, 19–30.

- Leyva R. I., Henry R. J., Graham L. A., Hill J. M. 2002. Use of LiDAR to determine vegetation vertical distribution in areas of potential black-capped vireo habitat at Fort Hood, Texas. <http://www2.geog.ucl.ac.uk/~plewis/lidar/chapter4useoflidartoassessblack.pdf>.
- Liira J., Feldman T., Mäemets H., Peterson U. 2010. Two decades of macrophyte expansion on the shores of a large shallow northern temperate lake - A retrospective series of satellite images.- *Aquatic Botany* , 93(4): 207 - 215.
- Lillesand T. M., Kiefer R. W., Chipman J. W. 2004. Remote sensing and image interpretation. United States of America: John Wiley and Sons, 761 pp.
- Matthews J.A. 2014. Encyclopedia of environmental change. United Kingdom: SAGE Publications Ltd, 1496 pp.
- Mauriņš A., Zvirgzds A. 2006. Dendroloģija. Rīga. LU Akadēmiskais apgāds, 447.lpp.
- McCollin D., Moore L., Sparks T. 2000. The flora of a cultural landscape: environmental determinants of change revealed using archival sources.- *Biological conservation*, 92: 249-263.
- Meera - Gandhi G., Parthiban S., Nagaraj Thummalu., Christy A. 2015. Ndvi: Vegetation change detection using remote sensing and gis – A case study of Vellore District.- *Procedia Computer Science*, 57:1199 – 1210.
- Metrum piekraste. Metrum piekrastes ortofoto karšu mozaīka. LU ĢZZF WMS. http://www.gisnet.lv/cgi-bin/osm_latvia?VERSION=1.1.1&LAYERS=ortotikls,ortobildes&SRS=EPSG:4326&STYLES=&.
- Nelli L. 2015. Habitat suitability models and carrying capacity estimations for rock ptarmigans in a protected area of the Italian Alps.- *Rivista Italiana di Ornitologia - Research in Ornithology*, 85 (1): 23-30.
- Osawa T., Mitsuhashi H., Uematsu Y., Ushimaru A. 2011. Bagging GLM: Improved generalized linear model for the analysis of zero-inflated data.- *Ecological Informatics*, 6: 270–275.
- Packham J. R., Harding D. J. L., Hilton G. M., Stuttard R. A. 1992. Functional ecology of woodlands and forests. London: Chapman and Hall, 408 pp.
- Pihu S., Pruler E.L. 2010. Differentiation of the subtaxa in *Dianthus arenarius* L. (*Caryophyllaceae*) : preliminary results – In: Abstracts of XI International Conference of plant biosystematists „Evolution of plants from tropical to high mountain ecosystems: Focus on Asia.” India, 02.–04.September , 14–15.

- Pinto T. H. L., Fernandes L. R. 2011. Multitemporal analyses of the vegetation cover of coastal sand dune ecosystems in Natal/RN, based on NDVI index. <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p1698.pdf>.
- Priedītis N. 2014. Latvijas augi. Rīga: SIA Gandrs., 888 lpp.
- Provoost S., Ampe C., Bonte D., Cosyns E., Hoffmann M. 2002. Ecology, management and monitoring of dune grassland in Flanders, Belgium. Portugal.- Littoral, 11-20.
- Risser P. G. 1988. Biodiversity. Washington (DC): National Academies Press (US), 538 pp.
- Rouse, J.W, Haas, R.H., Scheel, J.A., Deering, D.W. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. -Proceedings, 3rd Earth Resource Technology Satellite (ERTS) Symposium, 1:48-62.
- Rove I. 2013 a. Piejūras un iekšzemes kāpu biotopi. –Grām.: Auniņš A. (red.). Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā, Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija: 63–70 lpp.
- Rove I. 2013 b. 2140* Pelēkās kāpas ar sīkkrūmu audzēm. –Grām.: Auniņš A. (red.). Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā, Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija: 80-84 lpp.
- Rujoiu-Mare M. R., Mihai B. A. 2016. Mapping land cover using remote sensing data and GIS techniques: A case study of Prahova Subcarpathians.- Procedia Environmental Sciences, 32: 244 – 255.
- Sabinis F. F. 1996. Remote Sensing: Principles and Interpretation. 3rd edition. New York: W. H. Freeman and Company, 512 pp.
- Sah K. A., Sah P. B, Honji K., Kubo N., Senthil S. 2012. Semi-automated cloud/shadow removal and land cover change detection using satellite imagery. <http://www.int-arch-photogramm-remote-sens-spatial-inf-sci.net/XXXIX-B7/335/2012/isprsarchives-XXXIX-B7-335-2012.pdf>.
- Savage S. L., Lawrence R. L., Squires J. R. 2015. Predicting relative species composition within mixed conifer forest pixels using zero-inflated models and Landsat imagery.- Remote Sensing of Environment, 171: 326–336.
- Schnoor T., Bruun H. H., Olsson P. A. 2015. Soil disturbance as a grassland restoration measure - effects on plant species composition and plant functional traits.- PLOS ONE, 10(4): 1-16.

- Smart S.L., Swenson J.J., Christensen N.L., Sexton J.O. 2012. Three-dimensional characterization of pine forest type and red-cockaded woodpecker habitat by small-footprint, discrete-return lidar.- *Forest Ecology and Management*, 281: 100–110.
- Smith R. B. 2012. Hyperspectral imaging.
<http://www.microimages.com/documentation/Tutorials/hyrspec.pdf>
- Sousa-Silva R., Alves P., Honrado J., Lomba A. 2014. Improving the assessment and reporting on rare and endangered species through species distribution models.- *Global Ecology and Conservation*, 2: 226–237.
- Stola A. 2012. Smiltāju neļķes *Dianthus arenarius* L. subsp. *arenarius* populācijas vitalitātes ietekmējošo faktoru novērtējums. Maģistra darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 47. lpp.
- Strautnieks I. 1997. Piejūras zemiene- Grām.: Kavacs G. (red.). Latvijas daba. Enciklopēdija 4. sējums, Rīga, Preses nams: 51.-52. lpp.
- Sun Z., Deng Z. 2013. Proceedings of 2013 Chinese intelligent automation conference. Lecture notes in electrical engineering 256. Beijing: Springer, 868 pp.
- Štrauhmanis J. 2009. Ģeomātikas terminu skaidrojošā vārdnīca: mācību palīgmateriāls, Rīga: RTU, 128 lpp.
- Tao S., Wu F., Qinghua G., Wang Y., Li W., Xue B., Hu X., Li P., Tian D., Li C., Yao H., Li Y., Xu G., Fang J. 2015. Segmenting tree crowns from terrestrial and mobile LiDAR data by exploring ecological theories.- *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 110: 66–76.
- Teibe U. 2007. Bioloģiskā statistika. Rīga: LU akadēmiskais apgāds 156.lpp.
- Tian F. Brandt M., Liuc Y. Y., Verger A., Tagesson T., Diouf A. A., Rasmussen K., Mbow C., Wang Y., Fensholt R. 2016. Remote sensing of vegetation dynamics in drylands: Evaluating vegetation optical depth (VOD) using AVHRR NDVI and in situ green biomass data over West African Sahel.- *Remote Sensing of Environment*, 177:265–276.
- Ulsts V. 1998. Baltijas jūras krasta zona. Rīga: Valsts ģeoloģijas dienests, 96. lpp.
- Vanags V. 2003. Mūsdienu Latvijas topogrāfiskās kartes. Fotogrammetrija. Rīga: LR Valsts zemes dienests, 275 lpp.
- Vides Risinājumu institūts. <http://www.videsinstituts.lv/>
- Weier J. Herring D. 2000. Measuring vegetation (NDVI un EVI).
<http://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation/>.

- Wen L., Saintilan N., Yang X., Hunter S., Mawer D. 2015. MODIS NDVI based metrics improve habitat suitability modelling in fragmented patchy floodplains.- *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 1: 85–97.
- Wilsey C. B., Lawler J.J., Cimprich D. A. 2012. Performance of habitat suitability models for the endangered black- capped vireo built with remotely-sensed data.- *Remote Sensing of Environment*, 119:35–42.
- Znotiņa V. 2006. Jūras piekraste. <http://latvijas.daba.lv/biotopi/piekraste.shtml>.

Pielikumi

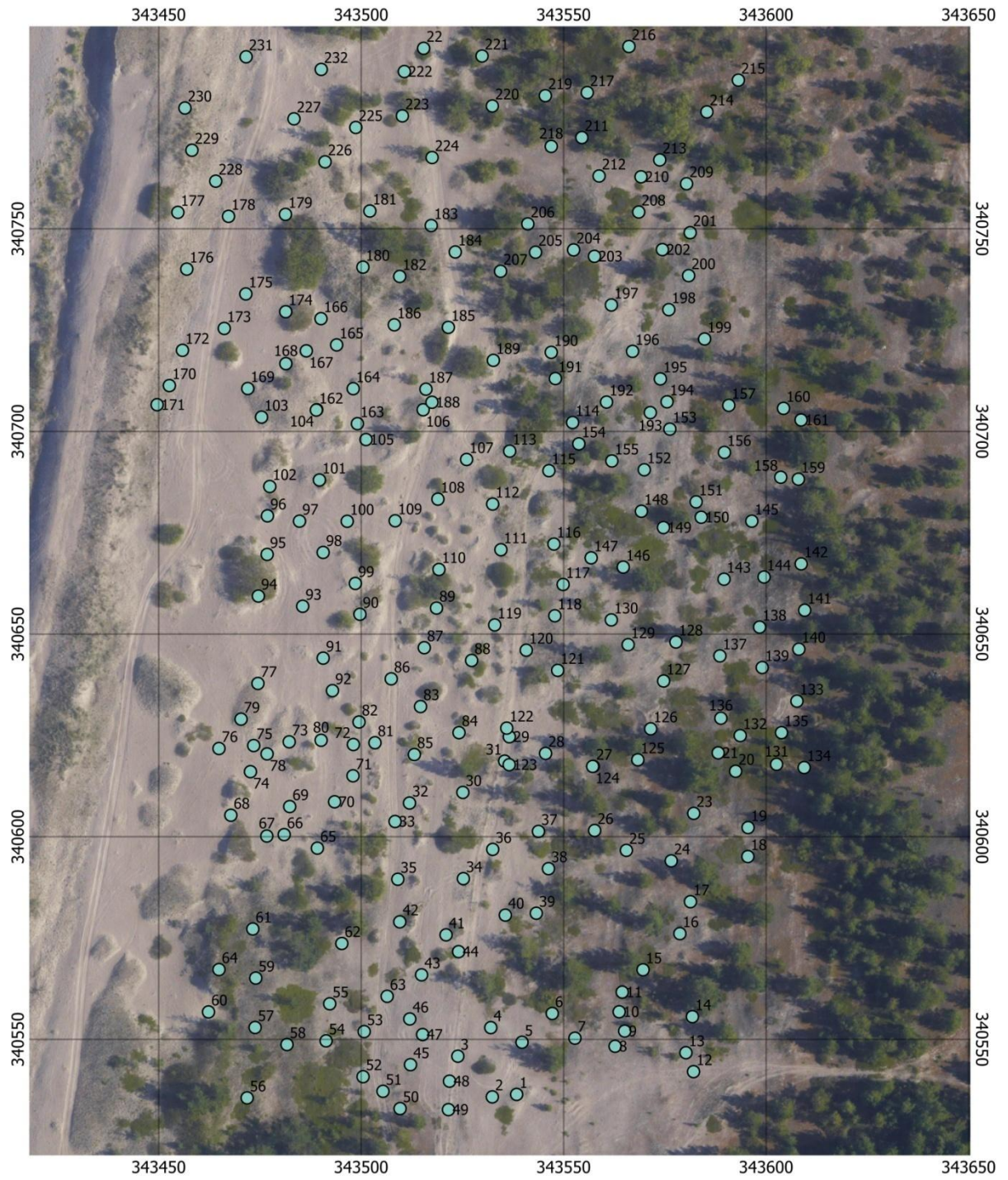
1.pielikums
Dabas lieguma "Užava" robežas (Anonīms 2014)

Annex 1
The border of Nature Reserve "Užava"



2. pielikums
Parauglaukumu atrašanās vieta Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās

Annex 2
Location of sample plots in grey dunes of Nature Reserva „Užava”



3-1. pielikums
Parauglaukumu koordinātas (LKS-92) Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās.

Annex 3-1
Coordinates (LKS-92) of sample plots in gray dunes of Nature Reserve „Užava”

Nr	X(N)	Y(E)
1	343538.39	340536.40
2	343531.98	340537.45
3	343523.88	340545.83
4	343532.01	340552.89
5	343537.12	340550.57
6	343544.27	340554.89
7	343552.78	340550.28
8	343562.70	340548.28
9	343565.08	340552.03
10	343563.71	340556.79
11	343564.47	340561.65
12	343582.07	340542.88
13	343580.20	340546.69
14	343577.56	340554.89
15	343571.61	340568.99
16	343578.71	340576.07
17	343581.31	340583.95
18	343595.50	340595.10
19	343595.51	340599.93
20	343592.47	340616.14
21	343589.25	340621.22

Nr	X(N)	Y(E)
22	343515.43	340794.53
23	343582.13	340605.75
24	343576.57	340594.03
25	343565.49	340596.63
26	343557.66	340601.53
27	343557.33	340617.37
28	343550.50	340620.48
29	343536.58	340624.65
30	343525.12	340610.92
31	343535.44	340618.64
32	343512.41	340608.83
33	343508.38	340603.74
34	343522.07	340588.78
35	343509.05	340589.49
36	343531.18	340597.33
37	343543.78	340601.30
38	343546.26	340592.11
39	343547.45	340579.92
40	343532.77	340581.13
41	343518.16	340576.74
42	343509.54	340578.99

Nr	X(N)	Y(E)
43	343514.99	340561.61
44	343524.07	340571.63
45	343512.19	340543.74
46	343512.01	340555.02
47	343515.17	340551.17
48	343521.81	340539.67
49	343522.45	340535.16
50	343509.61	340532.90
51	343503.51	340535.35
52	343500.47	340540.78
53	343502.91	340552.28
54	343491.34	340549.61
55	343492.24	340558.76
56	343471.84	340535.54
57	343473.81	340552.92
58	343481.68	340548.71
59	343473.97	340565.12
60	343463.36	340557.68
61	343473.24	340577.22
62	343496.65	340572.45
63	343500.18	340563.97

Nr	X(N)	Y(E)
64	343464.89	340567.21
65	343489.19	340597.17
66	343480.99	340600.50
67	343476.70	340600.15
68	343465.01	340604.76
69	343482.36	340607.43
70	343493.44	340608.60
71	343497.99	340615.02
72	343498.08	340622.74
73	343482.23	340623.41
74	343473.65	340615.66
75	343473.46	340622.49
76	343464.89	340621.76
77	343476.83	340639.16
78	343476.77	340620.42
79	343475.50	340627.38
80	343490.11	340623.79
81	343499.61	340620.90
82	343499.48	340628.30
83	343514.66	340632.11
84	343524.16	340625.66

3-2. pielikums

Parauglaukumu koordinātas (LKS-92) Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās.

Annex 3-2

Coordinates (LKS-92) of sample plots in gray dunes of Nature Reserve „Užava”

Nr	X(N)	Y(E)
85	343514.16	340619.28
86	343507.42	340638.94
87	343515.59	340646.63
88	343527.28	340643.48
89	343518.60	340656.41
90	343501.39	340654.25
91	343490.62	340644.06
92	343487.12	340638.94
93	343485.57	340656.86
94	343475.97	340656.44
95	343476.79	340669.65
96	343476.86	340679.16
97	343484.77	340677.85
98	343490.62	340670.14
99	343500.12	340663.50
100	343496.56	340677.82
101	343488.87	340686.62
102	343474.99	340688.59
103	343475.40	340703.52
104	343489.03	340705.36
105	343501.20	340697.99
106	343515.71	340704.51

Nr	X(N)	Y(E)
107	343526.04	340693.07
108	343518.95	340683.29
109	343508.41	340677.95
110	343519.21	340665.93
111	343533.60	340670.64
112	343532.47	340682.07
113	343536.68	340695.14
114	343552.21	340702.19
115	343546.37	340690.31
116	343547.61	340672.20
117	343551.64	340661.94
118	343547.83	340654.51
119	343536.68	340653.24
120	343539.70	340643.90
121	343548.53	340641.04
122	343535.95	340626.79
123	343536.55	340617.75
124	343557.17	340617.34
125	343568.32	340618.97
126	343571.50	340626.62
127	343576.26	340638.11
128	343581.31	340647.10

Nr	X(N)	Y(E)
129	343563.62	340647.07
130	343561.77	340653.49
131	343600.73	340616.86
132	343593.12	340622.48
133	343607.61	340633.45
134	343609.39	340617.05
135	343603.80	340625.66
136	343588.83	340629.23
137	343588.59	340644.60
138	343598.39	340651.71
139	343599.04	340641.74
140	343608.08	340646.26
141	343609.52	340655.87
142	343608.66	340667.31
143	343589.60	340663.53
144	343599.49	340664.07
145	343596.46	340677.85
146	343564.72	340666.52
147	343556.79	340668.80
148	343569.20	340680.30
149	343578.16	340678.92
150	343585.96	340678.78

Nr	X(N)	Y(E)
151	343578.39	340682.59
152	343569.91	340690.53
153	343576.23	340700.57
154	343560.27	340696.97
155	343561.92	340692.71
156	343589.70	340694.82
157	343590.78	340706.43
158	343603.61	340688.69
159	343607.96	340688.21
160	343604.30	340705.69
161	343608.63	340702.82
162	343488.93	340705.27
163	343498.81	340702.80
164	343495.86	340711.81
165	343493.95	340721.34
166	343490.08	340727.82
167	343486.46	340719.88
168	343477.75	340717.02
169	343469.15	340712.35
170	343456.98	340710.42
171	343455.83	340705.40
172	343458.06	340720.07

3-3. pielikums

Parauglaukumu koordinātas (LKS-92) Užavas dabas lieguma pelēkajās kāpās.

Annex 3-3

Coordinates (LKS-92) of sample plots in gray dunes of Nature Reserve „Užava”

Nr	X(N)	Y(E)
173	343466.19	340725.41
174	343477.24	340731.32
175	343471.53	340733.92
176	343459.39	340737.67
177	343459.01	340751.90
178	343468.58	340751.19
179	343481.31	340753.55
180	343500.43	340740.53
181	343502.15	340754.38
182	343509.52	340738.24
183	343517.31	340750.80
184	343523.24	340744.28
185	343525.40	340727.63
186	343508.18	340726.30
187	343516.00	340710.42
188	343522.10	340705.84
189	343532.64	340717.53
190	343546.94	340719.51
191	343547.96	340713.04
192	343560.60	340707.24
193	343571.40	340704.63
194	343575.53	340707.30

Nr	X(N)	Y(E)
195	343573.88	340712.96
196	343567.02	340719.76
197	343560.54	340728.65
198	343575.97	340730.05
199	343584.81	340722.80
200	343580.87	340738.43
201	343581.25	340749.04
202	343574.39	340744.85
203	343557.61	340743.20
204	343552.47	340744.79
205	343543.06	340744.22
206	343541.16	340751.20
207	343534.42	340739.51
208	343568.54	340754.13
209	343580.36	340761.12
210	343569.24	340761.37
211	343559.43	340771.98
212	343558.76	340763.02
213	343576.24	340768.13
214	343585.38	340778.84
215	343586.00	340784.82
216	343566.13	340794.98

Nr	X(N)	Y(E)
217	343555.83	340783.61
218	343546.94	340770.33
219	343545.48	340782.84
220	343532.39	340780.30
221	343529.85	340792.63
222	343504.94	340790.09
223	343510.54	340773.12
224	343520.89	340768.04
225	343499.73	340774.97
226	343491.09	340766.52
227	343483.41	340777.13
228	343464.09	340761.75
229	343458.21	340769.37
230	343459.26	340782.91
231	343471.59	340792.44
232	343490.14	340789.32

4. pielikums
Parauglaukumos novērtētās taksonu grupas

Annex 4
Groups of taxons evaluated in sample plots

	Paskaidrojumi
Krūmu (segums)	Kopējais segums (%) ietilpst, piem., <i>Salix</i> sp.
Lakstaugu stāva segums (%)	Kopējais segums(%) (izņemot <i>Dianthus arenarius</i> segums, graudzāles un sīkkrūmus
Graudzāļu segums (%)	Kopējais segums (%) -ietilpst, piem., <i>Lerchenfeldia flexuosa</i> , <i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>C. epigeios</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>F.arenaria</i> u.c.
Parasto milteņu segums(%)	Kopējais <i>Arctostaphylos uva-ursi</i> segums (%)
<i>Dianthus arenarius</i> segums (%)	1)Kopējais segums (%) 2)ceru skaits
Zemsedze	
Sūnu segums (%)	Kopējais segums(%), atsevišķi izdalot a)meža sūnu segums (%) b)kāpu sūnu segums (%)
Ķērpju segums (%)	Kopējais (taksonus atsevišķi neizdalot) segums (%)
Atklāti laukumi (%)	Smilšaini laukumi, kuros veģetācija nav attīstījusies
Nobiras (%)	Skujas, mazi priežu zari. Vietām arī lapas.
Meža sūnas (%)	Kopējais segums (%) - ietilpst: <i>Brachythecium albicans</i> , <i>B. salebrosum</i> , <i>Dicranum polysetum</i> , <i>Ditichum flexicaule</i> , <i>Hylocomium splendens</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Lophocolea heterophylla</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Ptilidium cilleare</i> , <i>Pseudosleropodium purum</i> , <i>Rhitiadelphus triquetrus</i> , <i>Sciurohypnum oedipodium</i>
Kāpu sūnas (%)	Kopējais segums (%) - ietilpst: <i>Ceratodon purpureus</i> , <i>Racomitrium canescens</i> , <i>Syntrichia ruralis</i> , <i>Tortella</i> sp.



6-1. pielikums
Izplatības modeļa pārbaudes parauglaukumu koordinātas (LKS-92)

Annex 6-1

Coordinates (LKS-92) of distributing model testing plots

Nr.	X(N)	Y(E)
0	343443.87	340793.50
1	343590.64	340881.86
2	343628.76	340742.95
3	343538.68	340658.56
4	343509.99	340637.27
5	343444.30	340667.21
6	343494.88	340642.71
7	343589.77	340674.93
8	343550.09	340720.55
9	343514.47	340892.74
10	343477.28	340685.58
11	343571.61	340910.09
12	343557.80	340596.78
13	343565.17	340908.17
14	343561.62	340840.10
15	343494.91	340704.41
16	343500.23	340707.47
17	343495.45	340606.47
18	343520.92	340761.58
19	343442.63	340663.73
20	343552.27	340937.76
21	343650.18	340899.14
22	343510.27	340740.05
23	343536.46	340557.44

Nr.	X(N)	Y(E)
24	343409.68	340599.77
25	343499.65	340566.40
26	343487.53	340566.89
27	343648.81	340933.50
28	343582.30	340657.21
29	343445.25	340680.62
30	343538.24	340762.15
31	343539.03	340741.67
32	343630.00	340567.53
33	343426.80	340625.84
34	343541.83	340660.82
35	343489.77	340898.83
36	343517.32	340570.05
37	343569.10	340615.58
38	343595.58	340673.75
39	343492.30	340732.98
40	343492.12	340584.99
41	343598.39	340864.68
42	343469.01	340641.95
43	343518.15	340728.45
44	343519.84	340874.52
45	343596.25	340911.37
46	343469.20	340771.90
47	343618.96	340713.56

Nr.	X(N)	Y(E)
48	343476.08	340610.43
49	343515.81	340849.46
50	343550.98	340724.36
51	343486.89	340640.20
52	343623.96	340587.57
53	343474.22	340848.04
54	343576.19	340609.29
55	343485.83	340611.47
56	343595.84	340756.01
57	343634.84	340684.86
58	343614.21	340875.00
59	343448.61	340577.15
60	343576.89	340663.73
61	343641.82	340688.28
62	343506.28	340773.12
63	343662.55	340766.15
64	343623.00	340622.29
65	343659.09	340786.93
66	343657.09	340915.40
67	343577.44	340720.11
68	343477.31	340656.33
69	343457.47	340742.03
70	343502.43	340640.46
71	343652.86	340910.32

Nr.	X(N)	Y(E)
72	343647.61	340583.96
73	343648.64	340809.07
74	343638.41	340678.36
75	343540.47	340612.02
76	343462.60	340794.25
77	343468.81	340915.35
78	343633.90	340766.73
79	343644.34	340814.21
80	343457.66	340851.18
81	343462.70	340909.21
82	343593.31	340623.69
83	343474.51	340704.88
84	343495.45	340875.48
85	343501.06	340612.40
86	343569.31	340653.75
87	343498.10	340822.77
88	343421.12	340589.28
89	343577.04	340886.62
90	343469.33	340627.98
91	343664.02	340671.10
92	343505.19	340738.83
93	343628.93	340902.80
94	343555.32	340914.27
95	343577.66	340937.03

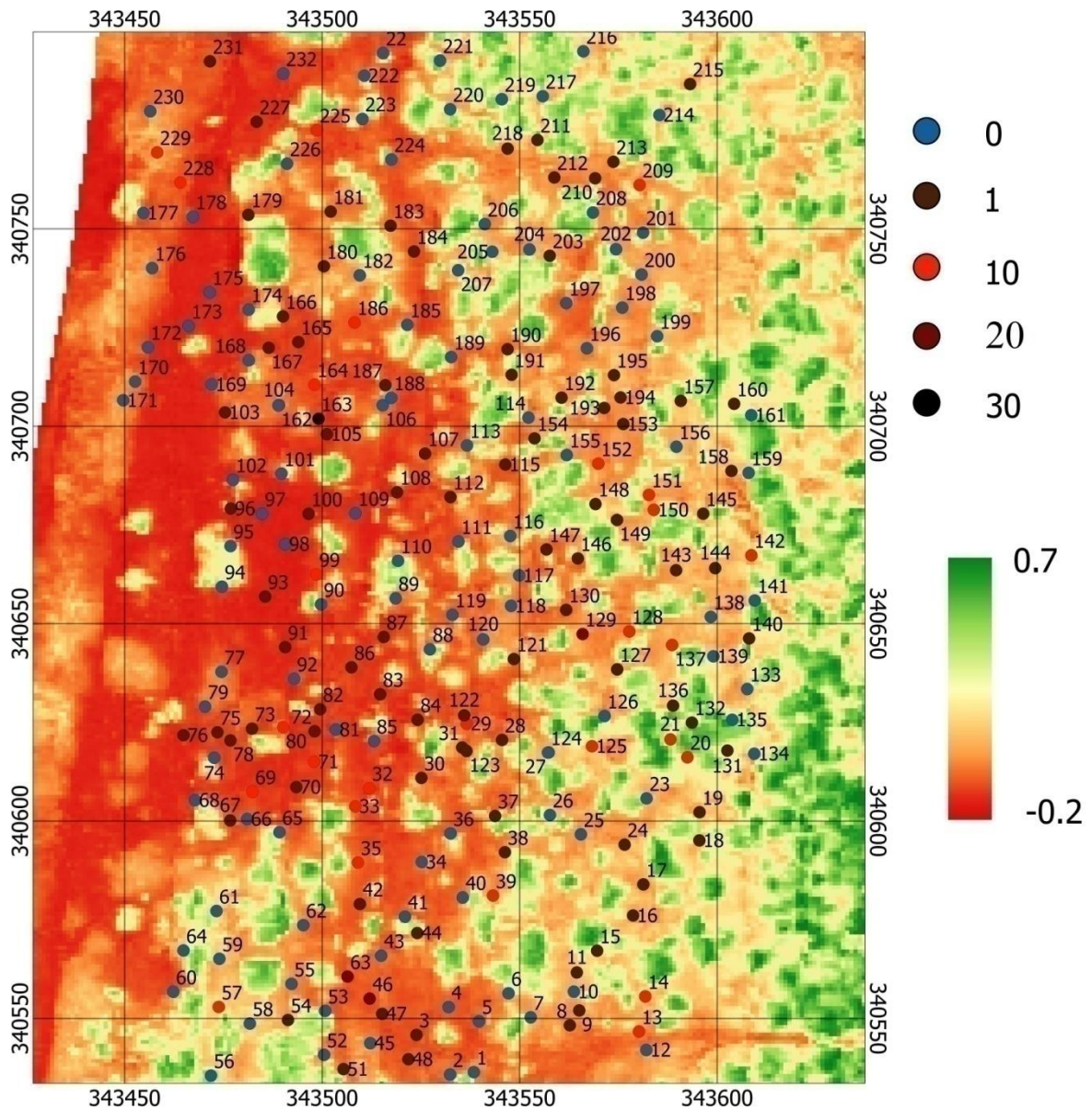
6-2. pielikums
Izplatības modeļa pārbaudes parauglaukumu koordinātas (LKS-92)

Annex 6-2
Coordinates (LKS-92) of distributing model testing plots

Nr.	X(N)	Y(E)
96	343623.63	340669.09
97	343448.25	340558.52
98	343470.58	340597.83
99	343473.60	340933.76

7. pielikums
Smiltāja neļķu (*Dianthus arenarius*) segums (%) atkarībā no NDVI

Annex 7
Sand pink (*Dianthus arenarius*) cover (%) based on NDVI



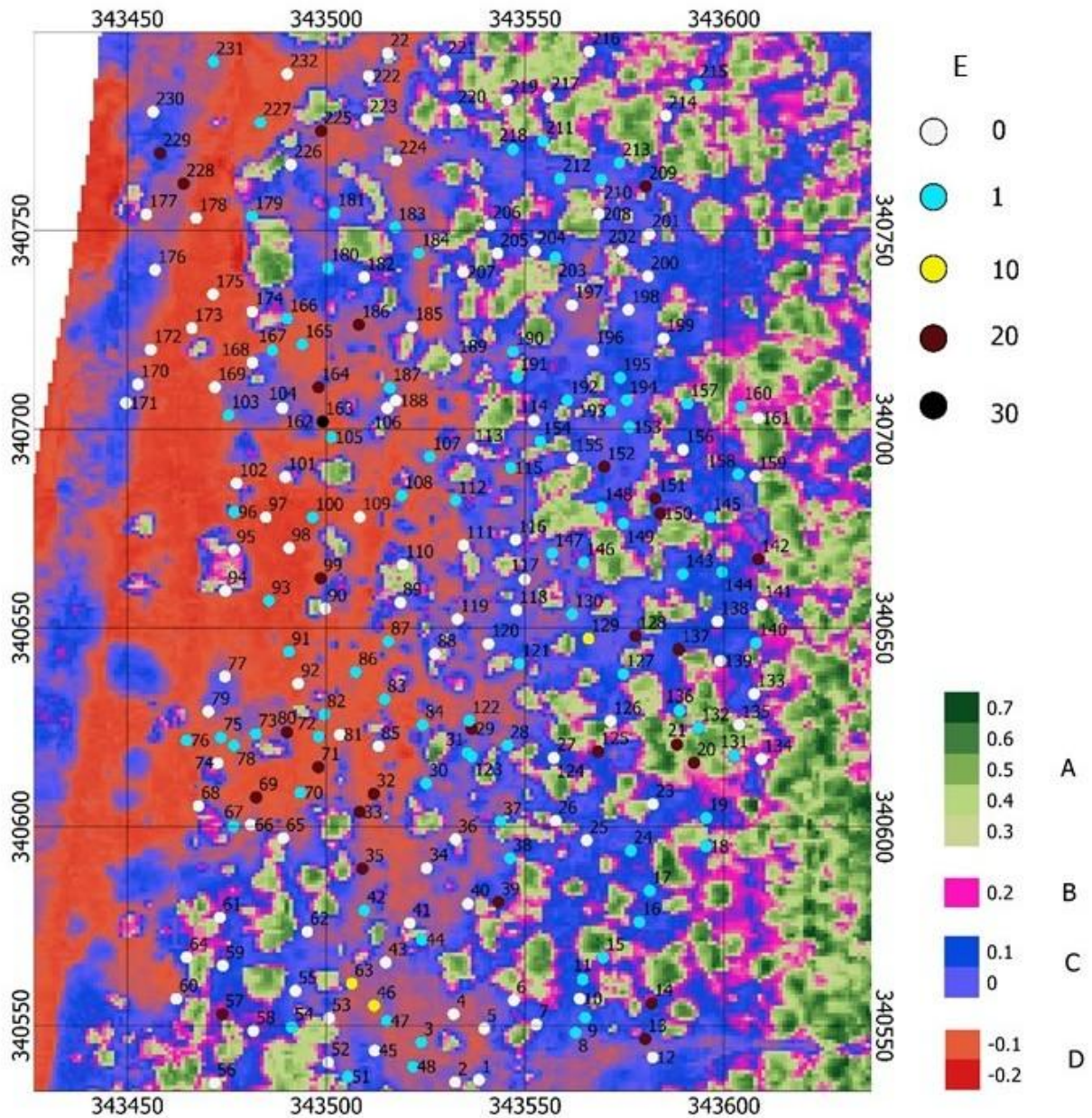
Parauglaukumi attiecībā pret sagraupētajām NDVI vērtībām Užasvas dabas lieguma pelēkajās kāpās.

A- *Pinus sylvestris*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Salix* sp., B- sūnas, C- graudzāles, D- atklāti laukumi, E- smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) segums (%)

Annex 8

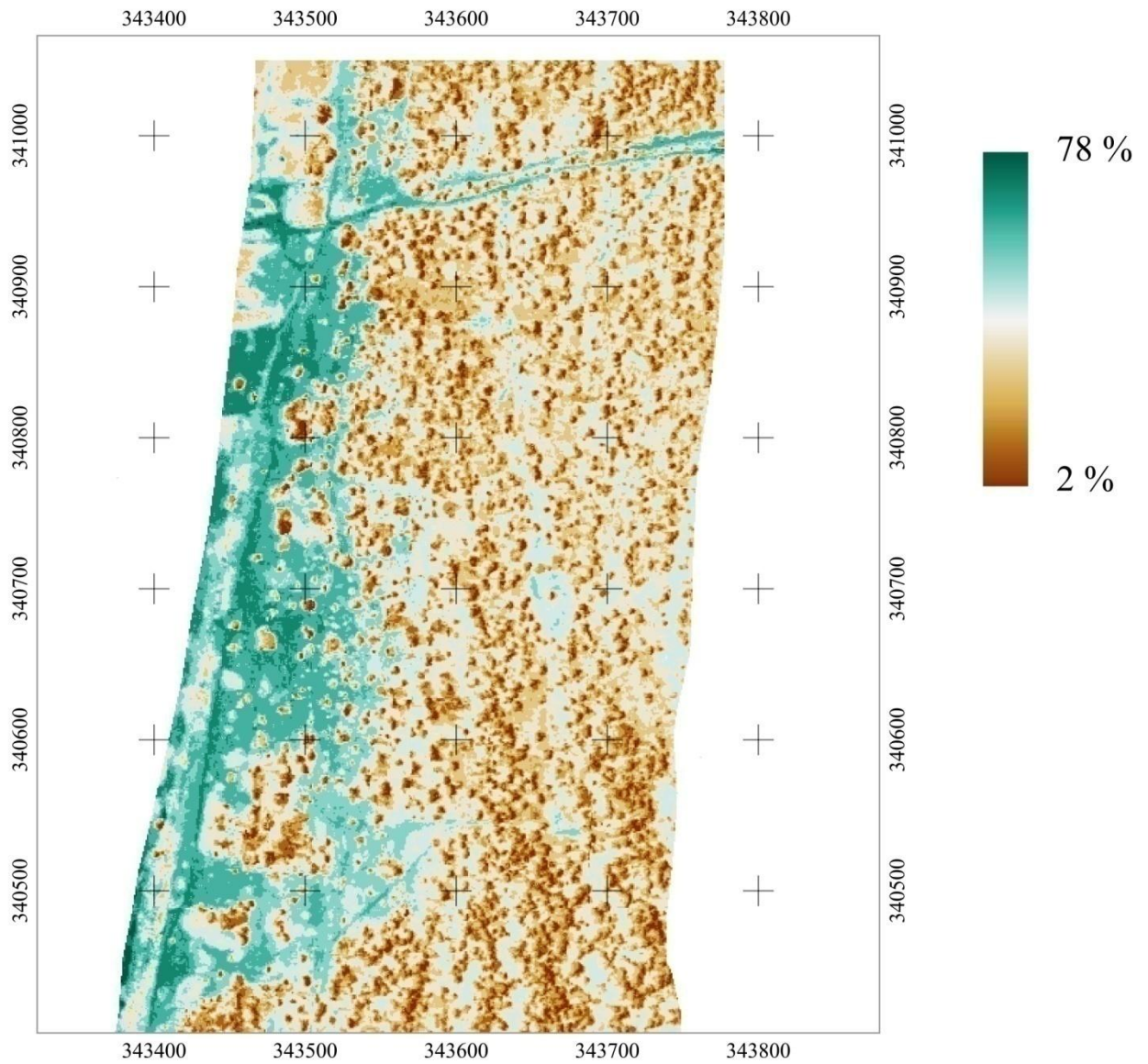
Sample plots based on NDVI values in gray dunes of Nature Reserve „Užava”

A- *Pinus sylvestris*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Salix* sp., B- moss, C- grass, D- territories without vegetation, E- cover (%) of sand pink (*Dianthus arenarius*)



9-1. pielikums
Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) prognozētais izplatības modelis

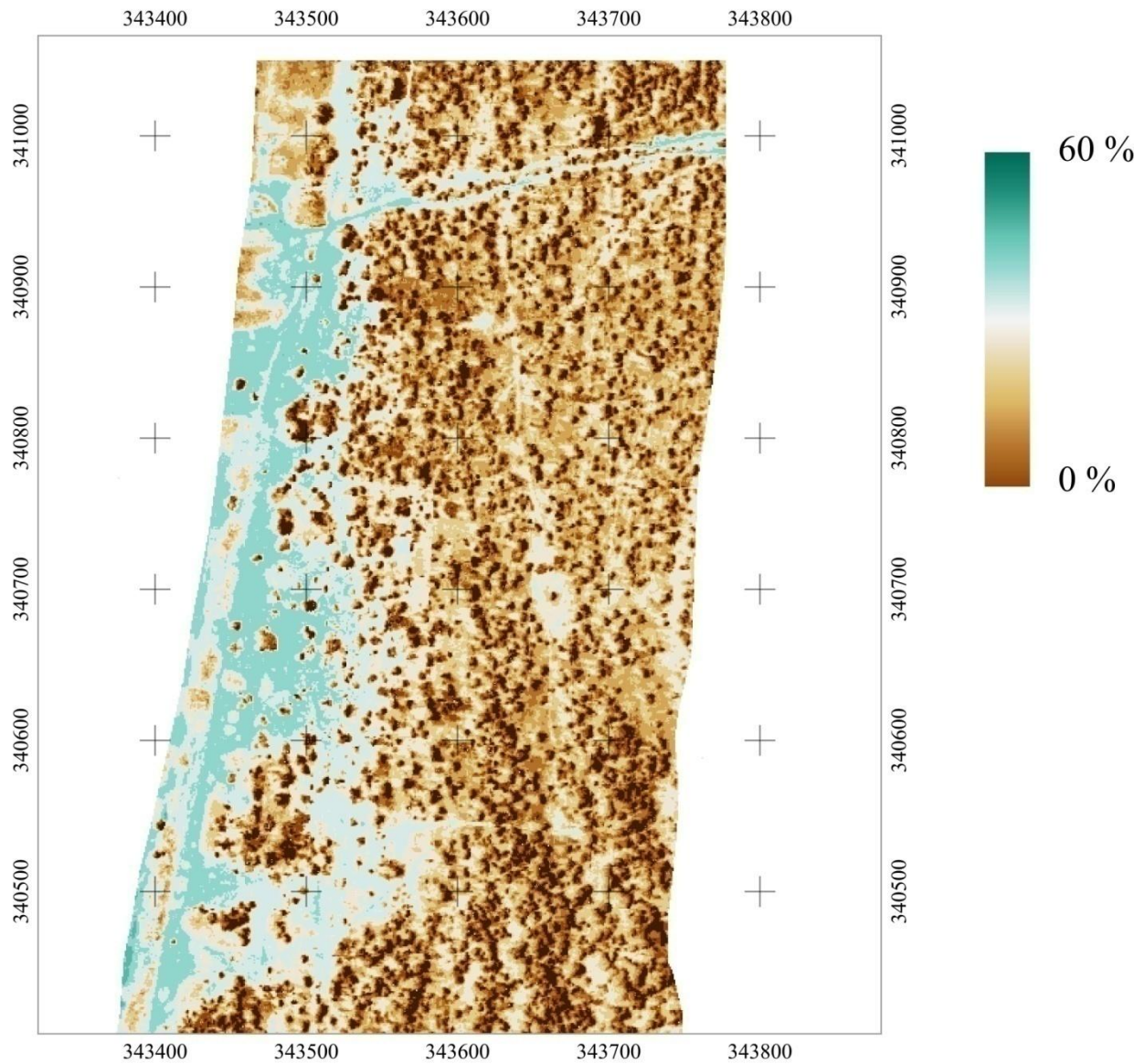
Annex X
Predicted distribution model of sand pink (*Dianthus arenarius*)



Smiltāja neļķes(*Dianthus arenarius*) prognozētā izplatības modeļa standartklūdas zemākās vērtības

Annex 8-2

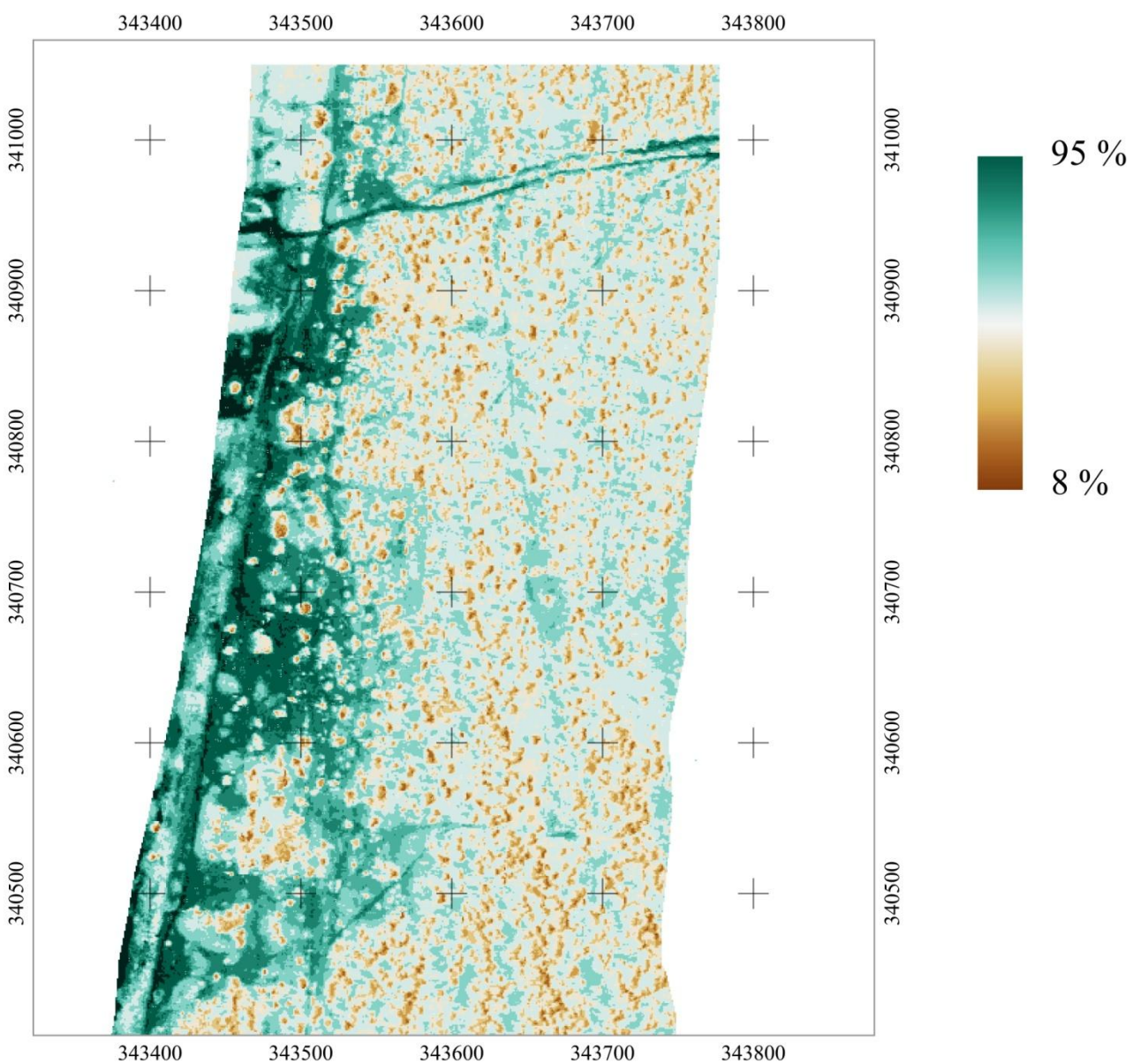
The lowest values of predicted sand pink (*Dianthus arenarius*) in the distribution model



Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) prognozētā izplatības modeļa standartklūdas augstākās vērtības

Annex 8-3

The highest values of predicted sand pink (*Dianthus arenarius*) in the distribution model



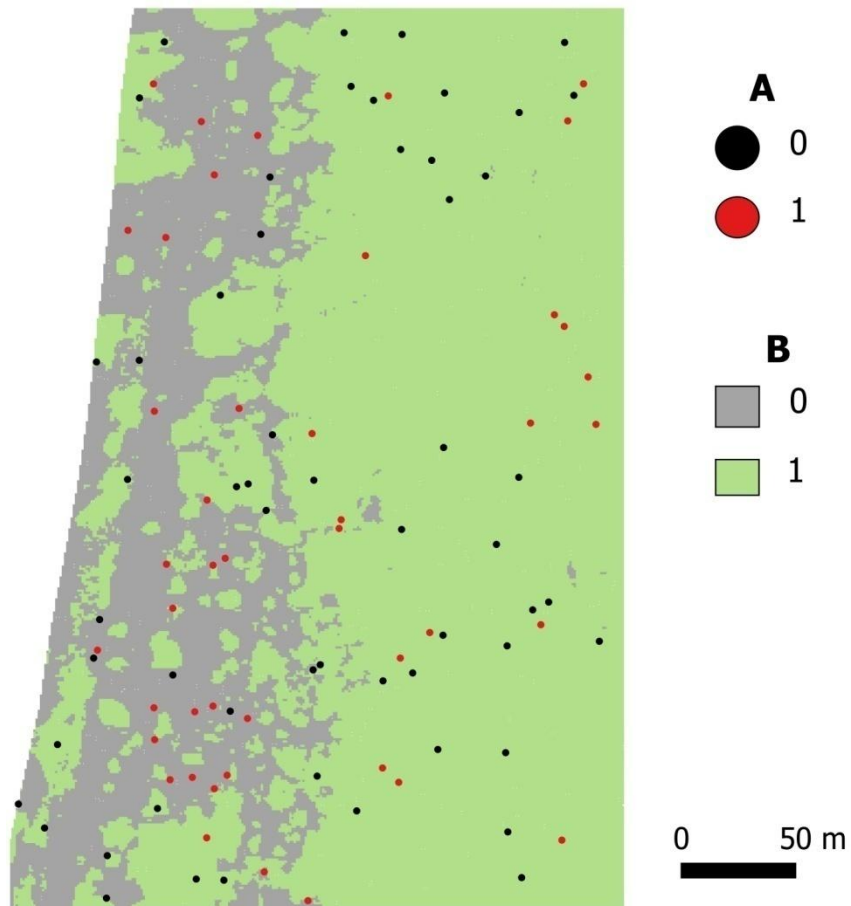
Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) izplatības modeļa pārbaudes rezultāti

A- Smiltāja neļķes reālā sastopamība (0- nē, 1, jā), B- Prognozētā smiltāja neļķes sastopamība (0- nē, 1- jā)

Annex 10-1

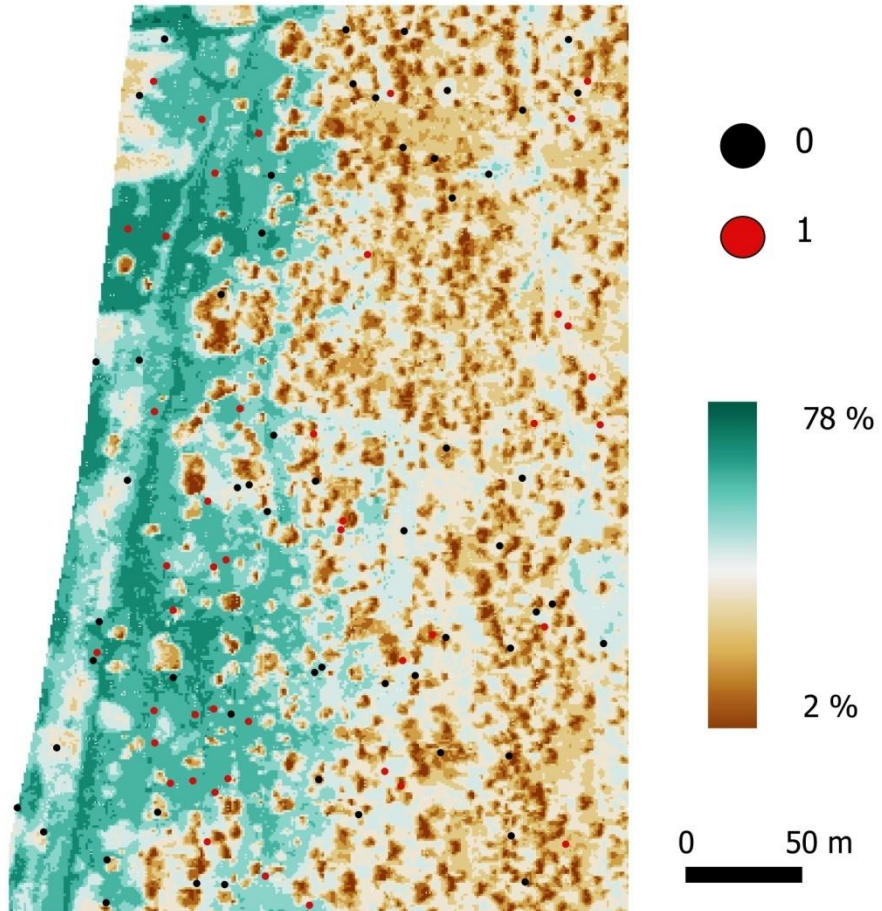
Results of sand pink (*Dianthus arenarius*) distribution model testing

A- Real occurrence of sand pink (0-absence, 1-presence), B- Predicted sand pink occurrence (0-absence, 1-presence)



10-2. pielikums
Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) izplatības modeļa pārbaudes rezultāti
0- nav konstatēta, 1- konstatēta

Annex 10-2
Results of sand pink (*Dianthus arenarius*) distribution model
0- absence, 1-presence



Maģistra darbs „Smiltāja neļķes (*Dianthus arenarius*) izplatības modelēšana pelēkajās kāpās izmantojot attālās izpētes datus” izstrādāts LU Bioloģijas fakultātē.

Ar savu parakstu apliecinu, ka pētījums veikts patstāvīgi, izmantoti tikai tajā norādītie informācijas avoti un iesniegtā darba elektroniskā kopija atbilst izdrukai.

Autors: Laura Celma 31.05.2016.

Rekomendēju darbu aizstāvēšanai

Vadītājs: Dr. biol. Didzis Tjarve 31.05.2016.

Recenzents: Asoc. prof. Didzis Elferts

Darbs iesniegts Botānikas un ekoloģijas katedrā 31.05.2016.

Metodiķe: Diāna Marcinkēviča

Darbs aizstāvēts maģistra gala pārbaudījuma komisijas sēdē

07.06.2016. prot. Nr. , vērtējums

Komisijas sekretārs: Asoc. prof. Uldis Kondratovičs