



Vpliv košnje trstišč in druge močvirske vegetacije na ptice

LIFE Tršca, naloga T.2.2.ii

Dejan Bordjan,
Februar 2026

Projektni partnerji



Sofinancer



Naslov dokumenta:

Vpliv košnje trstišč in druge močvirske vegetacije na ptice

Organizacija in priprava dokumenta:

Društvo za opazovanje in preučevanje ptic Slovenije – DOPPS

Tržaška cesta 2

1000 Ljubljana

dopps@dopps.si

Podatki o financerjih:

Dokumentacija je nastala v okviru projekta **LIFE TRSCA 101114184 — LIFE22-NAT-SI-LIFE TRSCA**, ki ga sofinancirata Evropska unija in Ministrstvo za naravne vire in prostor RS.

Dokument pripravil:

Dejan Bordjan

Kontakt: dejan.bordjan@dopps.si

Pri pripravi dokumenta sta sodelovala: Tilen Basle in Alen Ploj

Priporočeno citiranje:

Bordjan, D. (2026): Vpliv košnje trstišč in druge močvirske vegetacije na ptice. LIFE TRŠCA WP 2.2.ii. DOPPS, Ljubljana, februar 2026. 25 str.

Kazalo

Kazalo.....	2
Povzetek.....	3
Summary.....	4
1. Travišča.....	5
1.1. Nastanek in vzdrževanje travišč.....	6
1.2. Antropogeni dejavniki vzdrževanja travišč	6
1.3. Razlika med naravnimi in antropogenimi dejavniki	6
1.4. Vpliv košnje na ptice travišč.....	7
2. Mokrišča	9
2.1. Nastanek in vzdrževanje mokrišč	9
2.1.1. Nastanek mokrišč.....	9
2.1.2. Stanje mokrišč	9
2.1.3. Vzdrževanje mokrišč in učinki košnje	10
2.2. Vpliv košnje na ptice trstič	10
3. Ptice trstič in druge močvirne vegetacije na Cerkniškem jezeru	13
3.1. Razporejanje vrst po tipih vegetacije	13
3.1.1. Vitalno trstič PA1	15
3.1.2. Manj vitalno trstič PA2	15
3.1.3. Osiromašeno trstič PA3.....	15
3.1.4. Redko trstič PA4.....	15
3.1.5. Kravina z malo trstja PA5.....	17
3.1.6. Vrstno bogata kravina Cx1	17
3.1.7. Čista kravina Cx2	18
3.1.8. Nizka barja T.....	18
3.1.9. Bičkovje M	18
3.1.10. Vodna telesa V.....	18
3.2. Vpliv košnje na ptice trstič in druge močvirne vegetacije Cerkniškega jezera.....	19
4. Viri.....	21

Povzetek

Travišča so se razvila v specifičnih razmerah in pod vplivom dinamičnih sil, zaradi katerih nastane zelo raznolik, heterogen in mozaičen habitat. Polnaravna in gojena travišča, ki jih vzdržuje človek predvsem s košnjo in pašo so danes marsikje funkcionalno zamenjala naravna travišča, ki so sicer bolj heterogena ter z večjo podzemno in nadzemno biomaso rastlin.

Travišča v mokriščih nastajajo pretežno zaradi presežka vode in poseben tip so trstišča, čigar posamezne karakteristike, kot so obseg, širina, heterogenost, gostota sestoja, okoliško rastje ter dolžina roba v kombinaciji z globino vode določajo vrstno sestavo in gnezditveni uspeh gnezdečih ptic. Poseganje v trstišča s košnjo spremeni njegovo strukturo, kar posledično močno zmanjša lokalno gostoto gnezdečih ptic. Obseg vpliva je odvisen od globine vode ter datuma in frekvence košnje. Zdrava trstišča se lahko obnovijo na začetno stanje najmanj tri leta po motnji, sicer pa lahko obnova traja tudi precej dlje. Košnja pa ne vpliva samo na število gnezdečih parov, pač pa tudi na pričetek gnezditve, ki je lahko na košenih delih močno zamaknjen.

Mnoge gnezdilke trstišč in šašij so habitatni specialisti in so močno odvisni od prisotnosti posameznega tipa vegetacije. Ti se s košnjo spreminjajo, zato se s košnjo spreminjajo razporejanje in gnezditvene gostote habitatnih specialistov. Na prisotnost ptic trstišč najmočnejše vpliva prisotnost vitalnih trstišč, njihove gostote pa upadajo z redčenjem sestojev trsta. Nekoliko redkejša trstišča ima velik pomen za večje vodne vrste, ki si tam gradijo gnezda. Z nadaljnjim redčenjem gostote trsja pa njegov pomen pada. Pomen trstišč raste tudi s površino in z bližino jezerskih oken. Vrstno pestra šašja so najbolj pomemben tip vegetacije za vrste šašij, ki na njem lahko dosežajo nekajkrat višjo gostoto kot na zaradi košnje osiromašenih površinah. Podobno velja tudi za Cerkniško jezero, ki je podrobno razdelano na koncu dokumenta.

Summary

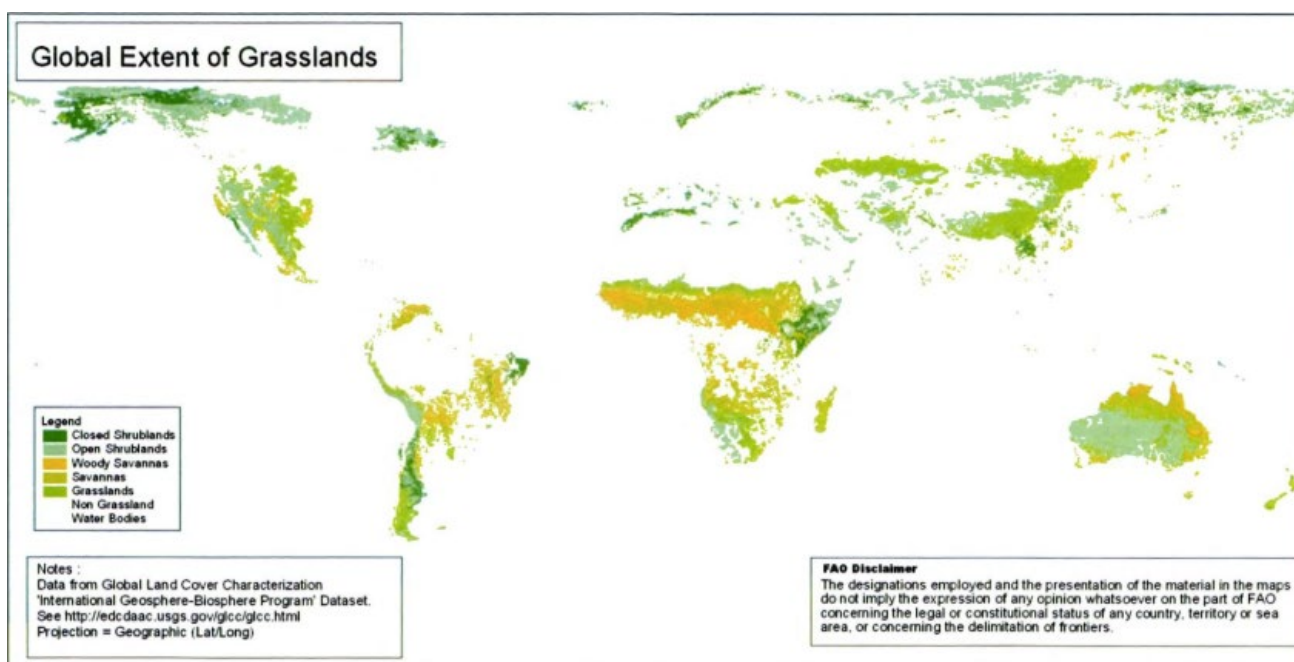
Grasslands have developed under specific conditions and under the influence of dynamic forces, which result in a very diverse, heterogeneous and mosaic habitats. Semi-natural and cultivated grasslands, maintained by humans mainly through mowing and grazing, are often the dominant type grassland, and are less diverse and have a lower overall biomass of plants.

The main force in grasslands in wetlands is water. A special type of wetlands are reedbeds, whose characteristics, such as extent, width, heterogeneity, stand density, surrounding vegetation and edge length in combination with water depth, determine the species composition and nesting success of nesting birds. Disturbance by mowing changes the structure of reedbed, which in turn greatly reduces breeding density of birds. The size of the impact depends on the water depth and the date and frequency of mowing. It takes healthy reedbeds a minimum of three years to revert to their natural state, but usually much longer. Mowing affects not only the number of breeding pairs, but also the onset of nesting, which can be significantly delayed.

Many nesting birds in reedbeds and sedges are habitat specialists and are strongly dependent on the presence of a particular type of vegetation. Mowing can often change the type of vegetation, and the distribution and breeding densities of habitat specialists change with them. The presence of reedbed specialists is most strongly influenced by the presence of dense reedbeds, and their densities decrease with the thinning of reed stands. Slightly sparser reedbeds are still of great importance for larger wetland birds, but with further thinning the importance of reed stand decreases. Species-rich sedges are the most important type of vegetation for sedge species, where they can reach densities several times higher than on sedges depleted by mowing. The effect specific to Lake Cerknica is discussed in detail at the end of the document.

1. Travišča

Travišča pokrivajo velik del sveta in so pomemben vir krme za živino ter ključen habitat za mnoge živalske in rastlinske vrste (Suttie et al., 2005). Območja travišč in površina, ki jo pokrivajo sta odvisna od definicije travišč in natančnosti zarisanege zemljevida (Suttie et al., 2005). Zato se lahko podatki o obeh parametrih med seboj močno razlikujejo. V splošnem travišča pokrivajo sušna območja na prehodu med gozdovi in puščavo ter mrzla območja med tajgo in snegom v polarnih in gorskih območjih. Bolj lokalno in pogosto na manjših območjih pa travišča pokrivajo tudi območja mokrišč, navadno na njihovem obrobju. Travišča tvorijo zelnate rastline, ki so lahko trajnice ali enoletnice in so lahko različno visoke. V ozkem pogledu so travišča območja prekrita z različnimi rastlinami iz redu travovcev *Poales* z malo ali nič lesnih rastlin, ponekod (npr. v t. i. gozdnih savanah) pa lahko delež lesnih rastlin dosega 10-40 % (Suttie et al., 2005).



Slika 1: Območje razširjenosti travišč sveta (Suttie et al., 2005)

1.1. Nastanek in vzdrževanje travišč

Naravna travišča nastajajo na območjih, kjer je dovolj vlage za rast zelnatih rastlin, a z vsaj enim omejujočim dejavnikom, ki bodisi preprečuje rast višjih lesnih rastlin, bodisi pa sukcesijo stalno vrača v zgodnejše faze (Suttie et al., 2005). Ob prenehanju delovanja dejavnika, ali njegovi daljši odsotnosti, se travišča pričnejo zaraščati z lesnimi rastlinami. Ogenj, paša in vremenski pojavi vračajo sukcesijo v zgodnejše faze, voda, mraz, pomanjkanje hranil ter prsti pa preprečujejo rast lesnih rastlin. Od omenjenih dejavnikov se v naravi najpogosteje pojavlja voda, ki s svojim pomanjkanjem običajno deluje kot omejujoč dejavnik (Streven, 2007). Taka travišča nastajajo na prehodu med puščavo in gozdovi, kjer je voda pogosto dostopna sezonsko in v premajhnih količinah, da bi se razvili sklenjeni gozdovi. Premajhna količina je pogosto tudi razlog za razvoj travišč v polarnih in gorskih območjih. Zaradi nizkih temperatur voda zamrzne in je tako rastlinam nedostopna. Ker so na teh območjih dolga obdobja s temperaturami pod lediščem, se močno skrajša rastna sezona (Streven, 2007). Kratka rastna sezona onemogoča rast lesnih rastlin, ki je omejena tudi v primeru, če je vode preveč. Tako so se v mokriščih, kjer zastaja voda, ali pa je sezonsko prisotna v obliki poplav, razvile različne oblike travišč, predvsem različnih tipov barij, šašij ali trstičij. Lokalno in pogosto v kombinaciji z drugimi dejavniki na pojavljanje travišč sicer vplivajo še požari (Streven, 2007), vetrolomi, žledolomi, snegolomi, velika količina snega, konstanten močan veter ter rastlinojedci (Suttie et al., 2005).

Naravna travišča so pogosto sooblikovali mnogi dopolnjujoči se dejavniki. Obseg travišč v prerijah Severne Amerike je denimo posledica majhne količine padavin, delovanja požarov in paše velikih rastlinojedov. Raznolikost dejavnikov in njihova neenakomerna razporeditev vodi v veliko habitatno pestrost. Požari se lahko razlikujejo po frekvenci, intenziteti in sezoni ter po hitrosti premikanja čez pokrajino. Vpliv rastlinojedov se razlikuje med posameznimi vrstami, glede na njihovo maso, tip prehranjevanja in je odvisen od njihovega števila, letnega časa paše ter omejenosti premikanja. Heterogenost paše je bila posledica prostorskega gibanja čred, ki se lahko po več let ne vrnejo na popaseno območje. Po drugi strani pa manjše vrste, ki se pojavljajo v velikem številu, lahko močno spremenijo habitat tudi bolj lokalizirano. Rastlinojedi in požar pogosto sooblikujejo travišča. Pogorela območja so po ponovni ozelenitvi hranilno bolj bogata in tako pritegnejo več rastlinojedov. Zapostavljena mesta omogočajo akumulacijo goriva, kar vodi v požare (Shaffer & DeLong, 2019).

1.2. Antropogeni dejavniki vzdrževanja travišč

Naravna travišča so marsikje funkcionalno (npr. kot gnezdišča za travniške vrste ptic ali kot kotišča za določene vrste sesalcev) nadomestila polnaravna in gojena travišča, lahko v obliki pašnikov, košenih travnikov ter parkov, okolice letališč, travnatih mejic in podobno (Shaffer & DeLong, 2019). Prvi človekov poseg v travišča je bilo požiganje. Slednje se marsikje uporablja še danes. Kasneje se je pojavila paša, ki je na začetku posnemala premikanje divjih vrst, transhumanco (Suttie et al., 2005), danes pa je pogosto močno omejena na manjše površine, pašnike. Nazadnje se je v upravljanju s travišči pojavila še košnja, sprva ročna, danes pa mehanizirana. Košnja je lahko učinkovita pri zaustavljanju razvoja grmovja (Antoniazza et al., 2018), vendar pogosto ena sama letna košnja ne izloči lesnih rastlin, še posebej če so te že vzpostavljene.

1.3. Razlika med naravnimi in antropogenimi dejavniki

Travišča so se razvila pod vplivom dinamičnih sil, zaradi katerih nastane zelo raznolik, heterogen in mozaičen habitat (Shaffer & DeLong, 2019). Heterogenost vpliva dejavnikov v prostoru je tudi največja razlika med obema skupinama dejavnikov. Sprememba ali odstranitev vplivnih sil vodi v izgubo mozaičnosti in heterogenosti (Shaffer & DeLong, 2019). Uporaba ognja v upravljanju s travišči se v primerjavi z naravnimi požari občutno razlikuje v frekvenci, obsegu in intenzivnosti. Podobno velja tudi za pašo, ki se razlikuje še v vrstni sestavi, velikosti čred in trajanju paše. Paša domačih živali je marsikje nadomestila pašo divjih živali. Ponekod, v preteklosti pogosto tudi pri nas, se tovrstna paša izvaja nomadsko ali v obliki transhumance in se tako še vedno precej približa prvotni obliki paše (Suttie et al., 2005). Modernnejše oblike paše se v primerjavi z divjimi živalmi razlikujejo v načinu

prehranjevanja in pogosto omejujejo gibanje domačih živali, kar poveča intenzivnost paše na površino. To ima občutno drugačen vpliv na travišča in pogosto vodijo v nižanje vrstne pestrosti (Shaffer & DeLong, 2019). Način in stopnja paše imata lahko izjemno velik vpliv tudi na gostoto gnezdečih travniških vrst ptic (Cassidy & Kleppel, 2017; Niklison et al., 2024).

Še bolj se od naravnih dejavnikov razlikuje košnja, ki delno spominja na poenostavljeno pašo, saj podobno odstranjuje nadzemne dele vegetacije. Za razliko od paše pa sama po sebi ne vrača mineralov ali hranil nazaj v okolje. Košnja odstranjuje vegetacijo zelo enakomerno, na bolj ali manj isti višini in ob istem času. S tem se dolgoročno izloča organizme, ki potrebujejo višjo vegetacijo ali pa se razmnožujejo kasneje v sezoni in v času košnje še niso dokončali svojega razmnoževalnega cikla. Košnja lahko na manjši površini zviša vrstno pestrost, na veliki površini pa običajno vodi v homogenizacijo rastlinskih združb (Antoniazza et al., 2018). Danes se namreč košnja v glavnem izvaja istočano na zelo velikem območju, kar pogosto vodi v izgubo vrstne pestrosti celo na regionalnem nivoju. Paša je lahko za ohranjanje pestrosti ter preprečevanje zaraščanja boljša opcija košnji, saj omogoča večjo heterogenizacijo rastlinstva in nekatere pašne živali preferenčno izbirajo lesne rastline in so tako bolj učinkovite pri njihovem odstranjevanju, bolj ugodno pa na prisotnost in gostoto travniških vrst vpliva predvsem ob nizki intenziteti (Kmecl & Denac, 2018).

Vzdrževanje travišč z ognjem, pašo ali košnjo v okolju predstavlja motnjo. Vsem je skupno zmanjšanje višine vegetacije in njene biomase, močno pa se razlikujejo pri vplivu na kroženje hranil. Paša je bolj selektivna pri odstranjevanju vrst, za razliko od košnje pa ne odstranjuje biomase in hranil iz sistema. Košnja in ogenj za ptice predstavljata bolj neposredno grožnjo, zato naravovarstvena priporočila večinoma predlagajo zamik košnje po višku gnezditvene sezone, kar hkrati ugodno vpliva na vrstno sestavo rastlin (Shaffer & DeLong, 2019). Ob pomanjkanju naravnih dejavnikov, ki preprečujejo rast lesnih rastlin, se travišča z njimi zarastejo v procesu sukcesije. Zaraščanje je prav tako kot prezgodnja košnja eden izmed dejavnikov upada travniških vrst ptic, ki ga lahko vsaj delno zaustavimo s pašo ali košnjo. Za večji učinek se paša lahko kombinira tudi z drugimi metodami (Antoniazza et al., 2018).

1.4. Vpliv košnje na ptice travišč

Globalno je bilo 70 % naravnih travišč že spremenjenih v orne površine (Tews et al., 2013), zato so preostale površine kot tudi umetno vzdrževana travišča, ključne za obstanek travniških vrst. V Evropi izven vzhodnega dela prevladujejo predvsem polnaravna travišča, ki pa so pod pritiskom višanja pridelave (Stevens, 2007). Na ostankih naravnih travišč so naravni dejavniki vzdrževanja travišč močno spremenjeni, na polnaravnih pa večinoma v celoti odsotni, zato so mnoga opuščena travišča podvržena zaraščanju. Za ohranjanje travišč se uporablja različne metode, med katerimi prevladujejo različne oblike košnje. Vpliv upravljanja travišč na travniške vrste se razlikuje med metodami upravljanja in posameznimi vrstami ptic (Buckley et al., 2022; Leung et al., 2022). Košnja in ogenj za ptice predstavljata neposredno grožnjo (Shaffer & DeLong, 2019). Zgodnja košnja lahko denimo uniči gnezda in legla travniških vrst ptic, še posebej, če gnezdiijo na tleh (Shaffer & DeLong, 2019). V takem primeru lahko propade velik delež legel (Bollinger et al., 1990; Tews et al., 2013), hkrati pa se pri gnezdih, ki jih košnja ne uniči direktno, poveča smrtnost zaradi zapuščanja gnezd in njihovega plenjenja. Gnezda z jajci so v primeru košnje vselej zapuščena, gnezda z do nekaj dni starimi mladiči so večinoma zapuščena, gnezda s starejšimi mladici pa redko (Bollinger et al., 1990).

Prezgodnja košnja, pogost pojav tudi v Sloveniji (Božič, 2005; Koce, 2023), je marsikje največji vzrok za propad gnezd travniških vrst in s tem glavno gonilo njihovega upada (Božič, 2005; Jančar, 2018), saj pri nekaterih vrstah ne omogoča speljave niti enega legla (Jančar, 2018). Na zgodaj košenih travnikih lahko propadejo vsa prva legla, med tem ko je gnezditveni uspeh večji na srednje pozno in pozno košenih travnikih ter pašnih površinah (Perlut et al., 2006). Vpliv košnje in spravila se med vrstami razlikuje in je pri zelo zgodnjih gnezditvah lahko zanemarljiv (Tews et al., 2013). Z zamikom košnje oz. z višanjem starosti mladičev v gnezdu, se povečuje gnezditveni uspeh, npr.: zamik za deset dni lahko dvigne gnezditveni uspeh za 20 % (Nocera et al., 2005), saj se s starostjo mladičev manjša možnost zapuščanja gnezd ob košnji (Bollinger et al., 1990). Žal je zaradi sprememb v tehnologiji pridelave travne krme ter višjih temperatur košnja izvedena vse hitreje. V delu Švice košnja poteka že 20 dni prej kot v preteklih desetletjih, ob tem pa ptice, kot je npr. repaljščica *Saxicola*

rubetra, obdobja gnezdenja niso bistveno zamaknile. V letih z največjim razkorakom med časom košnje in speljavo gnezd lahko propade do 78 % vseh legel (Müller et al., 2005).

Vpliv košnje se lahko še dodatno poveča, če zgodnji prvi košnji v kratkem intervalu sledi še druga (Tews et al., 2013). Višanje frekvence košnje niža vrstno pestrost ptic (Leung et al., 2022). Intenziteta košnje vpliva na višino in gostoto steblik tudi v naslednjih sezonah. Višina steblik pa vpliva na nabor prisotnih vrst. Vrste, ki se hranijo na tleh, izbirajo nizko, vrste, ki se hranijo s semeni ali po rastlinju pa višjo vegetacijo (Buckingham et al., 2006). Vpliv nima samo število košenj v posameznem letu, pač pa tudi ali je travišče košeno vsako leto ali je eno ali več let vmes izpuščenih (Shaffer & DeLong, 2019). Več časa kot mine med košnjama na določenem travniku, večja gnezditvena gostota talnih gnezdilk se lahko pojavlja na njem (Bollinger et al., 1990).

Poleg propada legel pa košnja negativno vpliva tudi na stopnjo preživetja samic, s čimer se lokalni upad populacij samo še poveča (Gruebler et al., 2008). Vpliv izgube legel zaradi košnje ima značilen negativen vpliv na velikost populacije v naslednjem letu pri večini spremljanih travniških vrstah ptic v Severni Ameriki (Nocera & Koslowsky, 2011), med drugim tudi zaradi negativnega vpliva propada legel na vračanje parov na ista območja v naslednji sezoni (Gavin & Bollinger, 1988). Kot talne gnezdilke so mnoge travniške vrste podvržene povečanemu plenjenju. To nadomestijo z večjim številom legel. Če je eno izmed legel v celoti ali v večjem delu neuspešno, se številčnost populacije težje ohranja (Green et al., 1997), še posebej, če se zniža tudi stopnja preživetja odraslih ptic (Green, 1999).

2. Mokrišča

2.1. Nastanek in vzdrževanje mokrišč

2.1.1. Nastanek mokrišč

Na travišča pomembno vplivajo suhi in vlažni cikli (Shaffer & DeLong, 2019). To velja tako za travišča, ki nastanejo na območjih s pomankanjem vode, kot tudi na območjih, kjer je vode, vsaj v časovno omejenem obdobju, preveč. Visoka talna voda vpliva na dostopnost hranil in omogoča preživetje vrstam, ki so prilagojene na pomanjkanje kisika v tleh nasičenih z vodo. Ob poplavih, še posebej v rastni sezoni, je to še bolj izrazito. Daljše poplave tudi uničijo semena na poplavo neprilagojenih rastlin. Zaradi večje količine vode tako nastanejo habitati, ki so na videz podobni traviščem v sušnih območjih, kjer prav tako prevladujejo zeljnate rastline iz družine trav *Poace* in ostričevk *Cyperaceae*, vendar delujejo pod vplivom drugačnih dejavnikov (Za to obliko travišč v nadaljnjem besedilu uporabljamo kar enoten izraz mokrišča). Povečana količina vode se lahko pojavi sezonsko, zaradi obilnejših sezonskih padavin ali pa zaradi taljenja snega v pomladanskih mesecih. Običajno se pojavi v bližini rek in jezer, ali v bližini depresij na geomorfološko neravnem terenu. Letni čas prisotnosti vode in dolžina zadrževanja imata odločilen vpliv na prisoten tip močvirne vegetacije. Na tip vegetacije vpliva tudi dostopnost hranil zaradi kamninske podlage, prepustnost podlage ter višina talne vode. Tako se lahko na območju razvijejo različni tipi barij, vrbovja, jelševja, trstičja ali visoka šašja (Brinson & Malvárez, 2002). Količina in dinamika vode vpliva na to, ali se kot končen tip vegetacije razvijejo lesne rastlinje ali kateri izmed tipov mokrišč s prevladujočimi zelnatimi rastlinami. V vsakem primeru pa voda močno upočasnjuje sukcesijo. Čeprav je voda ključen dejavnik pri vzdrževanju odprtih površin v mokriščih, pa na njihovo zaraščanje in razširjenost lahko pomembno vplivajo tudi rastlinojedi. Ob rekah na pojavljanje manjših mokrišč prekritih z zeljnatimi trajnicami, s stalnim podiranjem lesnih rastlin in dvigovanjem talne vode v svojem vplivnem območju pomembno vpliva bober *Castor sp.* (Rakowska & Stachurska-Swakoń, 2025) kot tudi nekatere druge rastlinojede vrste mokrišč (Van Der Valk & Davis, 1978; Boorman & Fuller, 1981; Motpan et al., 2026).

2.1.2. Stanje mokrišč

Od leta 1700 smo ocenjeno izgubili 21 % svetovnih mokrišč. V veliki meri so bile spremembe usmerjene v robne dele mokrišč, ki ležijo na prehodu iz vode v okoliške habitate ali pa so le občasno zalite z vodo. Torej tiste dele, katerih nastanek je neposredna posledica letnega nihanja vode. Posegi v mokrišča namreč pogosto spremenijo prav vodno dinamiko. Osuševalni jarki in nasipi praviloma znižajo nivo talne vode (Brinson & Malvárez, 2002) in pospešijo odtekanje poplavnih vod. Prav tako nasipi in jezovi spremenijo dinamiko nalaganja usedlin, ki posledično spremenijo nivo talne vode, kar vodi v spremembo vegetacije. Višina talne vode v mokrišču odločilno vpliva na to ali se razvijejo trstičja (trst *Phragmites* sp., biček *Schoenoplectus* sp. in rogoz *Typha* sp.) ali šašja *Carex* sp. (Brinson & Malvárez, 2002). Povečan nadzor in uravnavanje vodostaja na jezerih je velik naravovarstveni problem, saj preprečuje naravno nihanje vode in s tem močno spremeni robna območja mokrišč (Antoniazza et al., 2018). Mokrišča so dinamičen habitat, kjer na zgodnje stopnje zaraščanja močno vpliva nihanje vodostaja. Slednje posledično ozko specializiranim vrstam omogoča obstanek na območju in hkrati upočasnjuje hitrost sukcesije. Zmanjšanje in omejitev poplavl po drugi strani omogoča naselitev območja z grmovnimi rastlinami (Antoniazza et al., 2018), kar vodi v zaraščanje in s tem izločitev pogosto ogroženih vrst mokrišč (Quintana-Ascencio et al., 2013). Stabilen vodostaj spremeni trstičja in sestoje visokih šašev (npr. togega šaša *Carex elata* in navadne rezike *Cladium mariscus*) v sestoje jelš *Alnus* sp., vrb *Salix* sp. in krhlike *Frangula alnus* (Antoniazza et al., 2018). Ob velikih spremembah v vodni dinamiki, pa je bil na evropskih mokriščih daljše obdobje odsoten tudi evropski bober *Castor fiber*. Ta ima ključen vpliv na prisotnost manjših mokrišč, nivo talne vode in tip vegetacije (Rakowska & Stachurska-Swakoń, 2025).

2.1.3. Vzdrževanje mokrišč in učinki košnje

Območja s prevladujočimi zelnatimi trajnicami v mokriščih vzdržuje predvsem voda s svojo prisotnostjo. V manjši meri k temu prispevajo še živali, predvsem z odstranjevanjem lesnih rastlin (Rakowska & Stachurska-Swakoń, 2025) in redkeje s pašo (Wu et al., 2025; Motpan et al., 2026). Za preprečevanje zaraščanja mokrišč z lesnimi rastlinami ter za večanje kvalitete pridelane krme, se uporabljajo različne strategije upravljanja, vključno z ognjem, pašo in košnjo (Middleton et al. 2006). Vpliv košnje na zaraščanje in biotsko raznovrstnost je kompleksen in raziskave pogosto kažejo nasprotujoče si vplive (Valkama et al., 2008). Ob določenih pogojih, predvsem na bolj suhih območjih v bližini sestojev črne jelše, lahko košnja celo pospeši razvoj mladik lesnatih rastlin, ki se ob prenehanju košnje zato hitreje vzpostavijo (Kołos & Banaszuk, 2018). Med rezultati posameznih raziskav o vplivu košnje na mokrišča nastajajo razlike, verjetno kot posledica različnih vplivov lokalnih okoljskih dejavnikov. Nezanemarljiv pa ni niti vpliv časovnega trajanja študij, saj npr. struktura trstičja potrebuje več let, da se v celoti obnovi (Vadász et al., 2008). Kratkoročne študije tako verjetno ne odražajo dolgoročnih učinkov upravljanja. Poleg tega lahko dejavniki na katere nimamo vpliva še dodatno zamegljijo sliko (Báldi, 2005). Tako ima lahko npr. hidrologija območja velik vpliv na to, kakšen bo rezultat košnje na vegetacijo mokrišč (Kołos & Banaszuk, 2018).

Košnja sicer lahko deloma nadomesti vpliv visoke vode na vegetacijo, se pa ob tem pogosto močno spremeni karakteristika vegetacije. Po izgradnji jezua na reki nad jezerom Dongting na Kitajskem, je bila voda v jezeru v povprečju nižja in je hitreje presahnila. Posledično se je pospešila rast šašev, zaradi česar so imele prezimujoče gosi slabšo kvaliteto hrane, saj so bili šaši s katerimi so se hranile že bolj razviti in zato z manj hranilnimi snovmi v zelenih delih rastlin. Za izboljšanje kvalitete paše, so uporabili košnjo. Ta je pretežno izboljšala kvaliteto hrane, a je hkrati zmanjšala njeno nadzemno biomaso ter število novih koreninskih poganjkov (Wu et al., 2025). Košnja lahko vzdržuje višjo pestrost rastlinskih vrst na določenih tipih mokrišč, kot so nizka barja in nekatera šašja, v primerjavi z dalj časa nekošenimi površinami (Billeter et al., 2007; Kołos & Banaszuk, 2013) ter pomaga omejevati širjenje tujerodnih vrst (Nagy & Bakacsy, 2025). Po drugi strani pa ima lahko tudi vsaj začasno škodljiv vpliv na lokalne vrste živali, saj močno spreminja strukturo vegetacije (Valkama et al., 2008), zmanjšata pa se tudi listni odpad in višina vegetacije (Wu et al., 2025). Košnja spremeni tudi razmerje v gostoti in rekrutaciji različnih vrst rastlin (Billeter et al., 2007). Posledično ima košnja zaradi spremenjenega razmerja v biomasi in strukturi rastlin negativen vpliv na ptice šašij. Ena takšnih je bičja trstnica *Acrocephalus schoenobaenus*, za katero so šašja ključen gnezditveni habitat (Król et al., 2002). Visoke steblike v tem habitatu so pomemben del gnezditvenega teritorija bičje trstnice, ki se čistih, odprtih, homogenih sestojev šašja, ki so posledica redne košnje, lahko celo izogiba (Hałupka, 1996).

Kot na suhih traviščih je tudi na mokriščih problem košnje potenciran, če je izvedena prezgodaj. Za vrste mokrišč je kot zgodnja košnja opredeljena vsaka košnja pred začetkom julija, največji vpliv pa ima predvsem na selivke z daljšimi razmnoževalnimi cikli. Takšna vrsta je tudi kosec *Crex crex*, ki k nam prileti šele konec aprila, mladiči pa so sposobni letenja šele po okoli dveh mesecih od izvalitve (Taylor & Kirwan, 2020).

2.2. Vpliv košnje na ptice trstič

Posamezne karakteristike trstič, kot so obseg, širina, heterogenost, gostota sestoja, okoliško rastje ter dolžina roba v kombinaciji z globino vode določajo vrstno sestavo in gnezditveni uspeh gnezdečih ptic (Graveland, 1999; Báldi & Tibor, 2000; Poulin & Lefebvre, 2002; Polak, 2007; Vadász, 2009; Antoniazza et al., 2018; Méré & Žuljević, 2019). Na gostoto ptic trstič vplivajo še gostota stebel, površina odmrlih delov rastlin, prisotnost grmov in dreves (Báldi & Tibor, 2000). Rob je pomemben del heterogenosti trstič in močno vpliva na vrstno sestavo ptic, med katerimi nekaj vrst pogosteje izbira rob, nekaj pa se robu izogiba (Báldi & Kisbenedek, 1999). Za zagotavljanje kvalitetnega habitata in gnezditvenega uspeha, mora biti trstič obdano z vodo (Morganti et al., 2019). Globina vode v trstiču vpliva na gnezditveni uspeh tudi preko plenjenja, ki je intenzivnejše v plitvejši vodi, še posebej v manj gostih sestojih (Polak, 2007). Sprememba vodnega režima zato spremeni vrstno sestavo, gnezditveno gostoto in gnezditveni uspeh ptic trstič, ki pa se lahko povrne po ponovni vzpostavitvi ugodnega stanja (Báldi & Tibor, 2000; Moreno-Opo, 2020). Gnezditveni uspeh je odvisen tudi od

gostote stebel, heterogenosti in velikosti sestoja, saj se pri manjših in manj heterogenih sestojih viša verjetnost uspešnega gnezditvenega parazitizma kukavice *Cuculus canorus*, ki niža gnezditveni uspeh gostiteljskih vrst (Mérő & Žuljević, 2019).

Poseganje v trstišča s košnjo ali ognjem spremeni njegovo strukturo, kar posledično tudi močno zmanjša lokalno gostoto v trstišču gnezdečih ptic pevk. Pri tem ima požig večji negativen vpliv kot košnja (Vadász, 2009), nekoliko bolj mešan vpliv pa ima paša (Pagnon et al., 2024). Stebla trsta so po posegu krajša in pogosto gostejša, nadzemna biomasa pa se na območjih s stabilnim vodostajem ne spremeni bistveno. Po drugi strani pa se lahko biomasa občutno zmanjša na območjih, kjer košnji kmalu sledi dvig vode. S tem se tudi bistveno zmanjša pokrovnost trstišč (Zelnik et al., 2025). V upravljanih trstiščih se lahko vrstna pestrost rastlin sicer poveča, a se občutno zmanjša združba nevretenčarjev (Andersen et al., 2024), ki so pomemben vir hrane za ptice. Po posegih se lahko lokalna gostota ptic zmanjša tudi za 60 % (Valkama et al., 2008). Košnja in nastanek novih robov lahko v trstišču povečuje ekološki učinek roba ter s tem stopnjo plenjenja gnezd (Malzer & Helm, 2015), ki je na košenih površinah lahko več kot dvakrat večja (Graveland, 1999). Zato kljub temu, da nekatere vrste prednostno izbirajo rob, slednjih ne sme biti preveč oz. se mora zagotoviti dovolj veliko zaledje za varno gnezdenje. Predvsem je problem plenjenje, ki se z oddaljenostjo od roba manjša. To velja tudi za pokošene površine, kjer se tekom sezone višina in gostota trsta viša (Malzer & Helm, 2015).

Čas košnje je prav tako pomemben. Prehitra košnja ima velik vpliv na gnezdeče populacije ptic (McMullen, 2020), zato je zimska košnja trstišč boljše od spomladanske (Mérő et al., 2023). Vpliv košnje na ptice trstišč je odvisen tudi od medletne frekvence košnje. Pogostejše kot se kosi, večji je vpliv. Kako hitro si po košnji trstišč opomore je odvisno tudi od produktivnosti trstišč (Antoniazza et al., 2018). Zdrava trstišča v stabilnih vodnih razmerah z dovolj dostopnimi hranili se obnovijo na začetno stanje najmanj tri leta po motnji, a lahko v nestalnih razmerah kot so na Cerkniškem jezeru trajajo tudi precej dlje (Zelnik et al., 2025). Ponekod ptice zdravih trstišč prvo leto po zimski košnji še ne pričnejo z gnezdenjem na pokošenem območju. Gostota teritorijev vrst, ki gnezdijo v suhih delih trstišč se lahko obnovi že v drugem letu, v poplavljenem delu pa ne prej kot tretje leto po motnji. Pri večini vrst zdravih trstišč je gostota teritorijev celo večja na območjih redne košnje s 6-letnim ciklusom, kot na ploskvah brez košnje (Antoniazza et al., 2018). Hitrost obnove pa je odvisna tudi od časa košnje in hidroloških razmer po košnji. Zaradi drugačnega procesa obnavljanja trstišč po košnji v kombinaciji z zalitjem z vodo (Zelnik et al., 2025) pa je odziv posameznih vrst na košnjo verjetno pomembno drugačen, saj se v tem primeru celoten tip vegetacije spremeni.

Ptice trstišč imajo raznolike habitatne zahteve in jih v različnih delih trstišč najdemo v različnih gostotah, zaradi česar je vpliv košnje trstišč vrstno specifičen (Poulin & Lefebvre, 2002). Pri večini vrst se gnezditvena gostota po košnji zniža (Vadász, 2009; Antoniazza et al., 2018). Posamezne vrste, kot je npr.: ameriška bobnarica *Botaurus lentiginosus*, pa se košenim območjem celo v celoti izogibajo (Shaffer et al., 2019). Nekatere vrste, kot je brkata sinica *Panurus biarmicus* za uspešno gnezdenje potrebujejo heterogena trstišča različnih starosti. V zimskem času se namreč najpogostejše prehranjujejo v pomlajenih delih, poleti na območju pašenih trstišč, za gnezdenje pa uporabljajo zrele sestoje (Beemster et al., 2010). Po drugi strani pa rakar *Acrocephalus arundinaceus* za gnezdenje pogostejše izbira v preteklem letu pokošena trstišča (Vadász et al., 2008). Čeprav rakar dosega večje gnezditvene gostote v srednje gostih trstiščih, pa ima večji gnezditveni uspeh v gostih nekošenih trstiščih. Prav tako dosega večje gostote, kjer se mešajo stebela starih in novih poganjkov (Mérő & Žuljević, 2014). Podobno mešan vpliv na ptice ima tudi paša, kjer pasene dele trstišč pogostejše obiskujejo tamariskovke *Acrocephalus melanopogon* in rakarji, trstni strnadi *Emberiza schoeniclus* pa se jim skoraj v celoti izogibajo (Pagnon et al., 2024).

Košnja znižuje gnezditveno gostoto trstnega cvrčalca *Locustella luscinioides*, srpične trstnice *Acrocephalus scirpaceus*, mokoža *Rallus aquaticus*, brkate sinice, tamariskovke in bičje trstnice (Graveland, 1999; Vadász, 2009; Antoniazza et al., 2018). Vsaj pri srpičnih in bičjih trstnicah je ta razlika lahko izjemno velika (Graveland, 1999). Njihova gostota je najnižja prvo leto po košnji. Takrat se ploskvam celo izogibajo in na pretežno košenih delih pa največkrat zasedejo le zaplate, ki iz različnih razlogov niso bile pokošene. Košenim območjem se izogibajo predvsem zaradi pomanjkanja strukturne pestrosti, ki je prisotna v starejših sestojih. Drugo leto po košnji se gnezditvena gostota

zviša, a je pri večini vrst še vedno močno pod nivojem naravnih trstišč. Mokož, ki se hrani s talnimi nevretenčarji in naseljuje najbolj namočene in hranilno bogate dele trstišč, ki posledično hitreje dosežejo rastni optimum, lahko dosega visoke gnezditvene gostote že drugo leto po košnji. Preostale vrste najvišje gostote dosežejo med tretjim in šestim letom po košnji (Antoniazza et al., 2018). Košnja pa ne vpliva samo na število gnezdečih parov, pač pa tudi na pričetek gnezditve. Pri srpični trstnici se začetek na košenih delih lahko zamakne 6-12 dni (Graveland, 1999), kar je na območju jezera, kjer voda kasneje v sezoni upada (Blatnik et al., 2024), zanjo lahko pogubno. Zaradi pomanjkanja kritja in ponekod hitre spomladanske rasti, lahko košnja omogoča boljše pogoje za selivke v primerjavi s stalnicami oz. daje prednost poznim pred zgodnimi gnezdkami (Poulin & Lefebvre, 2002).

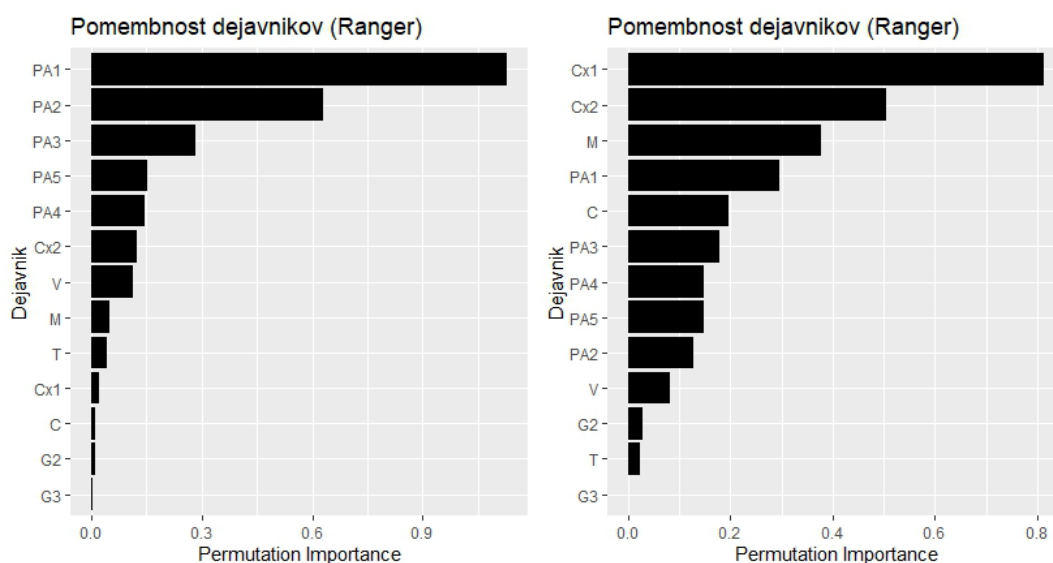
Za ugodno stanje ptic trstišč se mora zagotavljati bodisi naravno stanje, ki je podvrženo močnim naravnim dejavnikom, kot so poplave ali pa upravljanje, ki ustvarja heterogene sestoje, saj npr.: medletno menjavanje košenih površin z dovolj dolgim ciklusom nima dolgoročnega negativnega vpliva na populacije izbranih vrst ptic trstišč (Antoniazza et al., 2018). V posamezne dele zdravih trstišč se naj ne posega vsaj pet let (Vadász, 2009), košeni deli pa naj bodo največ nekaj hektarjev veliki in dovolj oddaljeni med seboj, da omogočajo dovolj kritja pred plenilci (Antoniazza et al., 2018).

3. Ptice trstišč in druge močvirne vegetacije na Cerknškem jezeru

Tako kot na ostalih mokriščih, je tudi na Cerknškem jezeru voda ključen dejavnik pri oblikovanju tipov vegetacije (Martinčič & Leskovar, 2002). Pomemben dejavnik na jezeru je tudi košnja, ki se spreminja med leti in se je v zadnjem desetletju povečala v obsegu (Kraševac, 2025). Deloma to omogočajo bolj sušna leta (Blatnik et al., 2024), deloma pa kmetijska plačila (R. Kraševac osebno). Košnja pomembno vpliva na strukturo vegetacije v mokriščih in redna košnja lahko povsem spremeni tip vegetacije (Kraševac & Jančar, 2023), kar se lahko ob poplavih hitro po košnji še okrepi (Zelnik et al., 2025). Naravno so večino osrednjega dela jezera prekrivali sestoje trsta in visokega šaša. Razporeditev obeh je bila posledica višine in trajanja poplav (Martinčič & Leskovar, 2002). Višina in dolžina poplav ter prisotnost emergentnih rastlin vpliva ugodno na vodne ptice ter ptice trstišč (Kmecl et al., 2022).

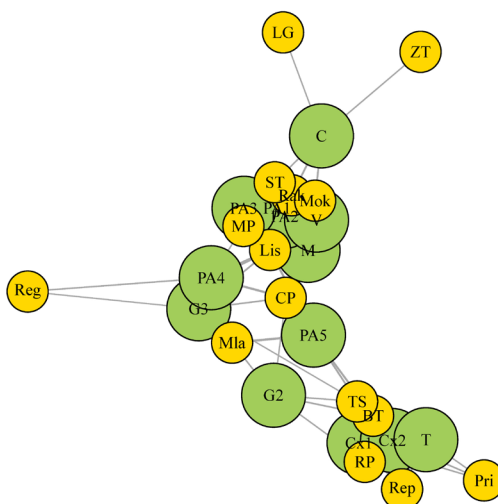
3.1. Razporejanje vrst po tipih vegetacije

Mnoge gnezdilke trstišč in šašij na Cerknškem jezeru so habitatni specialisti in so močno odvisni od prisotnosti posameznega tipa vegetacije (Kmecl et al., 2022). S košnjo se ti spreminjajo, zato lahko ob poseganju košnje v redko ali nekošene dele jezera pričakujemo tudi spremembe v razporejanju habitatnih specialistov in gnezditvenih gostot posameznih vrst (npr.: Król et al., 2002). Kmecl et al., (2022) so ugotovili, da so bili ob povišanem vodostaju mokož, rakar, mali ponirek *Tachybaptus ruficollis*, srpična trstnica in čopasti ponirek *Podiceps cristatus* močno vezani na sestoje trsta; trstni strnad, bičja trstnica in rumena pastirica *Motacilla flava* pa na sestoje šaša ter območja z napredujočo sukcesijo. Prvi skupini lahko dodamo še čapljico *Botaurus minutus*, bobnarico *Botaurus stellaris*, laboda grbca *Cygnus olor*, sivo gos *Anser anser*, liska *Fulica atra*, malo *Zapornia parva* in zelenonogo tukalico *Gallinula chloropus* (Bordjan, 2025a; Kraševac et al., 2026), drugi pa še močvirsko trstnico *Acrocephalus palustris* (Bordjan, 2025a). Jančar & Kraševac (2025) sta ob kartiranju tipov vegetacije dodala tudi kvaliteto komponento in sta tako sestoje trsta in šaša razdelila na več kakovostnih kategorij. Na prisotnost in kvaliteto katerih ključno vpliva tudi košnja (Rolletschek et al., 2000; Zelnik et al., 2025). Na prisotnost ptic trstišč je najmočnejše vplivala prisotnost tipa vegetacije PA1 (vitalna trstišča), na prisotnost ptic šašij pa Cx1 (vrstno bogata kravina; Slika 2).



Slika 2: Razvrstitev tipov vegetacije po pomembnosti pri razporejanju vrst trstišč (levo) in vrst šašij (desno) (Bordjan, 2025a).

Glede na prisotnost vrst se posamezni tipi vegetacije grupirajo v več skupin. Prva skupina združuje tipe vegetacije Cx1, Cx2 in T z značilnimi vrstami: bičja trstnica, rumena pastirica, trstni strnad in repaljščica. Druga skupina je močno vezana na habitate z višjim vodostajem in združuje različne tipe trstišč PA1, PA2, PA3, bičkovje (M) in vodna telesa (V). Značilne vrste v tej skupini so srpična trstnica, mokož, rakar, mali ponirek in liska (Slika 3). Preostali tipi vegetacije ter vrste se ne združujejo v skupine.



Slika 3: Grafični prikaz razporeditve vrst in habitatov na podlagi RDA analize tipičnih vrst za posamezne habitate.

Preglednica 1: Gostote vrst ptic v posameznih tipih vegetacije izračunane v kvadratih, kjer vodilni tip predstavlja več kot 90 % površine. Z odebeljeno so označene najvišje gostote posamezne vrste.

	PA1	PA3	PA4	PA5	Cx1	Cx2	T
Število ploskev z več kot 90 % tipa vegetacije	2	3	6	13	3	13	7
Bičja trstnica <i>Acrocephalus scoenobaenus</i>	1,5	2,3	0,8	1,5	5,0	1,6	0,4
Čapljica <i>Botaurus minutus</i>	0,5						
Čopasti ponirek <i>Podiceps cristatus</i>		0,3	0,5	0,2			
Kosec <i>Crex crex</i>					0,3	0,2	
Kostanjevka <i>Aythya nyroca</i>			0,8				
Liska <i>Fulica atra</i>	1,0	1,0	0,8	0,3			
Mali ponirek <i>Tachibaptus ruficollis</i>	1,5	0,3		0,2			
Mlakarica <i>Anas platyrhynchos</i>	1,0		1,0	3,4	0,3	0,3	0,4
Mokož <i>Rallus aquaticus</i>	3,0	0,7	0,3				
Priba <i>Vanellus vanellus</i>						0,1	
Rakar <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	2,0	0,3	0,2				
Reglja <i>Spatulla querquedula</i>			0,2	0,2			
Repaljščica <i>Saxicola rubetra</i>						0,1	
Rumena pastirica <i>Motacilla flava</i>	0,5		0,3	0,7	1,0	0,4	0,1
Srpična trstnica <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	2,0						
Trstni cvrčalec <i>Locustella luscinioides</i>	0,5						
Trstni strnad <i>Emberiza schoenobaenos</i>	1,1	0,3	0,3	0,8	1,0	0,1	0,1
Gnezditvena gostota (gp / 10 ha)	1,3	0,8	0,5	0,9	1,5	0,4	0,3
Št. vrst	9	7	10	8	5	7	4

3.1.1. Vitalno trstišče PA1

Na območjih s homogenimi sestoji vitalnih trstišč smo v letih 2024/2025 zabeležili devet vrst (Preglednica 1) s povprečno gostoto 1,3 para na 10 ha. Med temi so bile čapljica, srpična trstnica in trstni cvrčalec omejeni izključno na ta tip vegetacije, dodatnih pet vrst pa v tem tipu dosega najvišje gostote. Med temi so kar štiri vrste, liska, mali ponirek, rakar in mokož, ki se pojavljajo samo v različnih tipih vegetacije s trstom. Na območjih, kjer PA1 predstavlja več kot 50 % prisotnega vegetacijskega tipa, pa gnezdi 17 vrst s povprečno gnezditveno gostoto 0,9 para na 10 ha (Preglednica 2). Med temi štiri vrste v njem dosegajo najvišje gostote. Poleg prej omenjenih rakarja in mokoža še srpična trstnica in trstni cvrčalec. Vse te vrste so tudi sicer specialisti trstišč (Dyrz, 2020; Pearson, 2020; Taylor & Christie, 2020; Kirwan et al., 2022). Število gnezdečih parov je močno povezano s površino PA1 pri 11 vrstah (čapljica, labod grbec, liska, mala tukalica, mali ponirek, mokož, rakar, siva gos, srpična trstnica, trstni cvrčalec in zelenonoga tukalica), tri vrste pa se temu tipu značilno izogibajo (trstni strnad, rumena pastirica, bičja trstnica; Slika 4).

3.1.2. Manj vitalno trstišče PA2

Manj vitalno trstišče je podobno PA1 z manjšo primesjo kravine ter nekoliko manjšo gostoto steblik (Jančar & Kraševac, 2025). Kvadratov s homogenimi (>90 %) površinami tega tipa vegetacije na popisnih površinah ni. V primerjavi s PA1, ima PA2 na območjih, kjer predstavlja več kot 50 % prisotnega vegetacijskega tipa, tri gnezdeče vrste manj, vendar z višjo povprečno gostoto 1,6 parov na 10 ha (14; Preglednica 2). Slednje je predvsem posledica visokega števila parov vodnih ptic, kot so: mlakarica *Anas platyrhynchos*, liska in mali ponirek. Mlakarica, reglja, liska in mali ponirek dosegajo največje gostote v tem tipu, mokož pa podobno visoke dosega še v PA1. Večjim vrstam zaradi boljše prehodnosti, ki omogoča boljše gibanje, a še vedno veliko kritja, PA2 verjetno ustreza celo bolj kot PA1, še posebej na območjih, kjer je manj odprtih jezerskih oken. Pomembno gnezditveno gostoto v tem tipu dosega še rakar in trstni strnad. Močno pozitivno povezavo med številom gnezdečih parov in površino PA2 smo zabeležili pri enakih vrstah kot pri PA1, le da manjka siva gos ter so povezave nekoliko šibkejše (Slika 4).

3.1.3. Osiromašeno trstišče PA3

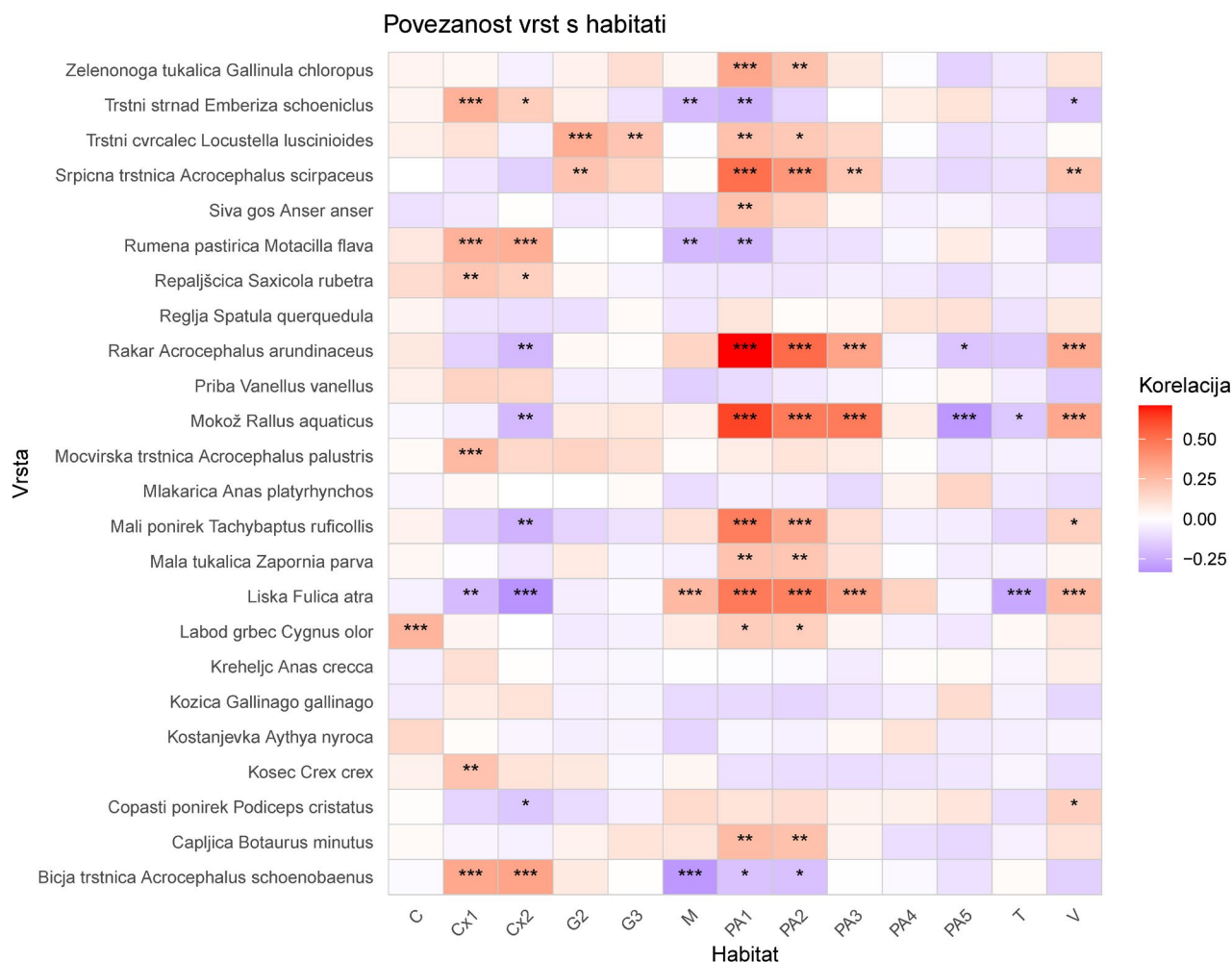
Osiromašeno trstišče v primerjavi s PA2 vsebuje še več kravine in je še bolj prehodno (Jančar & Kraševac, 2025). V homogenih površinah PA3 (>90 %) gnezdi sedem vrst s povprečno gnezditveno gostoto 0,8 na 10 ha (Preglednica 1). Nobena vrsta ni bila zabeležena samo v tem tipu vegetacije, prav tako pa nobena vrsta v njem ne dosega največjih gnezditvenih gostot. Vsaj 1 par na 10 ha smo zabeležili pri liski in bičji trstnici. V kvadratih, kjer prevladuje PA3 (> 50 %), gnezdi 13 vrst (Preglednica 2) s povprečno gnezditveno gostoto 0,6 para na 10 ha. Bičja trstnica tukaj dosega drugo najvišjo gnezditveno gostoto, ki ji ustrezajo strukture v olini višjih stebel trsta v kravini (Grujbárová et al., 2005; Zajac et al., 2011). Več kot 1 par na 10 ha v tem tipu vegetacije dosega še liska. Število gnezdečih parov mokoža, liske in rakarja je močno povezano s površino PA3 v popisnih kvadratih (Slika 4). Povezava je še nekoliko šibkejša kot pri PA2.

3.1.4. Redko trstišče PA4

Redko trstišče še vsebuje precej trsta, a prevladuje kravina (Jančar & Kraševac, 2025). V homogenih površinah PA4 (>90 %) gnezdi deset vrst s povprečno gnezditveno gostoto 0,5 para na 10 ha (Preglednica 1). Kostanjevko *Aythya nyroca* smo zabeležili samo v tem tipu vegetacije, čopasti ponirek pa tukaj dosega drugo največjo gostoto. V kvadratih, kjer prevladuje PA4 (>50 %), gnezdi 18 vrst (Preglednica 2) s povprečno gostoto 0,5 parov na 10 ha. Veliko število vrst z nizkimi gostotami nakazuje, da je PA4 prehodno območje. Kostanjevka v kvadratih, kjer prevladuje PA4, dosega najvišjo gnezditveno gostoto, več kot 1 par na 10 ha pa smo zabeležili še pri mlakarici, liski in bičji trstnici. Število parov nobene vrste ni močno negativno ali pozitivno povezano s tem tipom vegetacije (Slika 4).

Preglednica 2: Gostote vrst ptic v posameznih tipih vegetacije izračunane v kvadratih, kjer vodilni tip predstavlja več kot 50 % površine. Z odebeljeno so označene najvišje gostote posamezne vrste.

	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	Cx1	Cx2	T	M
Število ploskev z več kot 50 % tipa vegetacije	8	4	13	36	46	14	33	8	2
Bičja trstnica <i>Acrocephalus scoenobaenus</i>	0,6	0,3	2,6	1,1	1,0	4,0	1,8	0,6	
Čapljica <i>Botaurus minutus</i>	0,3	0,3			0,02				0,5
Čopasti ponirek <i>Podiceps cristatus</i>	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,1	0,1		1,5
Kosec <i>Crex crex</i>						0,2	0,1		
Kostanjevka <i>Aythya nyroca</i>			0,2	0,2	0,04		0,03		
Kozica <i>Gallinago gallinago</i>				0,03	0,04	0,1	0,1		
Kreheljč <i>Anas crecca</i>				0,03		0,3			
Labod grbec <i>Cygnus olor</i>	0,3	0,3	0,2	0,03	0,04		0,1		
Liska <i>Fulica atra</i>	1,5	2,5	1,5	1,4	1,0	0,6	0,6		2,5
Mali ponirek <i>Tachybaptus ruficollis</i>	0,6	1,5	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1		0,5
Mala tukalica <i>Zapornia parva</i>	0,1	0,3	0,1						
Mlakarica <i>Anas platyrhynchos</i>	5,1	10,8	0,3	3,2	7,6	3,7	0,8	0,4	
Mokož <i>Rallus aquaticus</i>	1,9	1,8	0,9	0,6	0,1	0,1	0,3		1,0
Močvirska trstnica <i>Acrocephalus palustris</i>			0,5			0,1	0,1		
Priba <i>Vanellus vanellus</i>					0,1	0,1	0,1		
Rakar <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1,9	1,0		0,4	0,2	0,1	0,2		0,5
Reglja <i>Spatulla querquedula</i>	0,3	0,8		0,3	0,2	0,1	0,03		
Repaljščica <i>Saxicola rubetra</i>					0,02	0,2	0,1		
Rumena pastirica <i>Motacilla flava</i>	0,1		0,2	0,3	0,3	0,7	0,6	0,3	
Siva gos <i>Anser anser</i>	0,3			0,1	0,04	0,1	0,1		
Srpična trstnica <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	1,1	1,3	0,1	0,1	0,1		0,03		
Trstni cvrčalec <i>Locustella luscinioides</i>	0,3			0,03	0,04	0,1	0,03		
Trstni strnad <i>Emberiza schoenobaenos</i>	0,3	0,8	0,5	0,7	0,5	1,1	0,4	0,1	
Zelenonoga tukalica <i>Gallinula chloropus</i>	0,5	0,5		0,1	0,02	0,1	0,1		
Gnezditvena gostota (gp / 10 ha)	0,9	1,6	0,9	0,5	0,6	0,6	0,3	0,3	1,1
Št. vrst	17	14	13	18	20	19	21	4	6



Slika 4: Prikaz statističnih povezav med številom gnezdečih parov posameznih vrst in površino posameznega tipa vegetacije v posameznem popisnem kvadratu. Število zvezdic predstavlja stopnjo značilnosti *** - 0,001, ** - 0,01, * - 0,05.

3.1.5. Kravina z malo trstja PA5

V tem tipu prevladuje kravina z znatnim deležem trsta (Jančar & Kraševac, 2025). V homogenih površinah PA5 (>90 %) gnezdi osem vrst (Preglednica 1) s povprečno gnezditveno gostoto 0,9 para na 10 ha. Nobena vrsta ni bila zabeležena samo v tem tipu in le bičja trstnica ter mlakarica dosegata več kot 1 par na 10 ha. Pri mlakarici smo v tem tipu zabeležili najvišjo gostoto, a je zaradi velike mobilnosti vrste težko oceniti pomen posameznega tipa vegetacije na gnezdenje vrste. V kvadratih, kjer prevladuje PA5 (>50 %), gnezdi kar 20 vrst (Preglednica 2) s povprečno gostoto 0,6 parov na 10 ha. Samo bičja trstnica, liska in mlakarica v tem tipu dosegajo gnezditveno gostoto z vsaj 1 parom na 10 ha. Veliko število vrst z majhnimi gostotami in brez specialistov prav tako kot pri PA4 nakazujejo na prehodni tip vegetacije. Število parov rakarja in mokoža je močno negativno povezano s površino PA5 (Slika 4).

3.1.6. Vrsto bogata kravina Cx1

V sestoji prevladuje kravina z velikim deležem visokih steblik (Jančar & Kraševac, 2025). V homogenih površinah Cx1 (>90 %) gnezdi pet vrst s povprečno gnezditveno gostoto 1,5 na 10 ha (Preglednica 1), kar je skupaj s PA1 najvišja gnezditvena gostota. Bičja trstnica, rumena pastirica, trstni strnad in kosec v tem tipu vegetacije dosegajo najvišjo gnezditveno gostoto. V kvadratih, kjer prevladuje Cx1 (>50 %), gnezdi kar 19 vrst (Preglednica 2) s povprečno gostoto 0,6 parov na 10 ha.

V Cx1 bičja trstnica, repaljščica, rumena pastirica, krehelj in trstni strnad dosegajo najvišje gnezditvene gostote. Ob bičji trstnici, repaljščici, rumeni pastirici in trstnemu strnadu smo močno pozitivno povezavo med številom gnezdečih parov in površino Cx1 zaznali še pri močvirski trstnici in koscu, močno negativno pa samo pri liski (Slika 4).

3.1.7. Čista kravina Cx2

V sestoji prevladuje kravina z majhnim deležem visokih steblik (Jančar & Kraševac, 2025). V homogenih površinah Cx2 (>90 %) gnezdi sedem vrst (Preglednica 1) s povprečno gnezditveno gostoto 0,4 na 10 ha, kar je ob nizkih barjih najmanj med vsemi tipi in več kot 3x manj kot v Cx1. Med vsemi vrstami samo bičja trstnica dosega gostoto večjo kot 1 par na 10 ha. V kvadratih, kjer prevladuje Cx2 (>50 %), gnezdi kar 21 vrst (Preglednica 2) s povprečno gostoto 0,3 parov na 10 ha. Število vrst je najvišje med vsemi tipi, gnezditvena gostota pa najnižja, oz. za pol nižja kot v Cx1. Števila gnezdečih parov bičje trstnice, rumene pastirice in trsnega strnada so v močni pozitivni povezavi s površino Cx2, ter v močni negativni povezavi pri rakarju, mokožu, liski ter malemu in čopastemu ponirku (Slika 4).

3.1.8. Nizka barja T

Na nizkih barjih prevladujejo mokrotni travniki in nizka barja (Jančar & Kraševac, 2025). V homogenih površinah T (>90 %) gnezdi le tri vrste (Preglednica 1) s povprečno gnezditveno gostoto 0,3 na 10 ha. Tako število vrst kot gnezditvena gostota je najnižja med vsemi tipi vegetacije. V kvadratih, kjer prevladuje T (>50 %), prav tako gnezdi le 3 vrste (Preglednica 2) s povprečno gostoto 0,3 parov na 10 ha. Pri nobeni vrsti nismo zabeležili več kot 1 par na 10 ha. Pri mokožu in liski smo zabeležili močno negativno povezavo med površino T ter številom gnezdečih parov (Slika 4). Je edini tip vegetacije, kjer pozitivnih povezav med površino T in številom gnezdečih parov sploh nismo zabeležili.

3.1.9. Bičkovje M

Močvirska vegetacija, oziroma zelnata obrežna vegetacija, v kateri se pojavljajo različno gosti sestoji jezerskega bička (Jančar & Kraševac, 2025). Kvadratov s homogenimi (>90 %) površinami tega tipa vegetacije na popisnih površinah ni. V površinah, kjer prevladuje M (>50 %), gnezdi 6 vrst (Preglednica 2) s povprečno gostoto 1,1 parov na 10 ha, ki je ena višjih zabeleženih po tipih vegetacije. Čaplica, čopasti ponirek in liska v tem tipu dosegajo največjo gnezditveno gostoto. Površina M je v močni pozitivni povezavi s številom gnezdečih parov pri liski ter v močni negativni povezavi pri bičji trstnici, trstnemu strnadu in rumeni pastirici (Slika 4).

3.1.10. Vodna telesa V

Vodna telesa zajemajo globlja območja, ki so v vegetacijski dobi pretežno pokrita z odprto vodno površino, npr.: struge, zadrževalniki in jezerska okna (Jančar & Kraševac, 2025). Zaradi manjših površin in manjšega grupiranja vodnih teles kvadratov s homogenimi (>90 %) površinami tega tipa vegetacije na popisnih površinah ni. Prav tako vodna telesa ne prevladujejo (>50 %) v nobenem kvadratu. Kljub majhni površini pa je površina V v močni pozitivni povezavi s številom gnezdečih parov pri čopastem in malem ponirku, liski, mokožu, rakarju in srpični trstnici, v močno negativni povezavi pa le pri trstnem strnadu (Slika 4).

3.2. Vpliv košnje na ptice trstišč in druge močvirne vegetacije Cerkniškega jezera

Košnja v osrednjem delu Cerkniškega jezera je v zadnjih letih bolj obsežna in že močno posega v sestoje trstišč (Kraševec, 2025). Posamezni sestoji trstišč so se zaradi košnje in skoraj sočasnega delovanja poplav tako že spremenili v sestoje šašja (Zelnik et al., 2025). Analiza v prvih dveh letih projekta Life Tršca (Bordjan, 2025b, 2025a) kaže, da se razporeditev vrst vezanih na trstišča močno prilagaja tem spremembam. Specialisti trstišč pričakovano dosegajo najvišje gnezditvene gostote v najbolj vitalnih trstiščih, PA1, njihove gostote pa upadajo z redčenjem sestojev trsta in do PA3 že mnoge vrste izginjeno, ali pa so zabeležene v zelo nizkih gostotah (Preglednica 1). Pomen PA1 raste s površino ter v kombinaciji z V in PA2, ki zagotavljata habitatno pestrost in prostor med gostimi sestoji trsta. Kombinacija gostih sestojev z več odprtimi površinami, ki jih omogočata V in PA2 omogoča optimalen gnezditveni habitat med drugim tudi rakarju. Slednji se sicer pogosteje zadržuje blizu roba trstišč, a dosega večji gnezditveni uspeh v gostejših sestojih (Mérő & Žuljević, 2014). PA2 je poleg prej omenjene kombinacije s PA1, še sam po sebi zelo pomemben tudi za vodne ptice. Te so praviloma nekoliko večje in jim lahko neprehodni sestoji trsta predstavljajo težavo. Po drugi strani pa redki sestoji trsta v PA3 že zagotavljajo manj kritja za gnezda. Za vodne ptice je prav tako pomemben tip vegetacije M, ki se pojavlja v nekoliko globlji vodi in ob enem nudi veliko kritja za gnezda.

Preglednica 3: Pomen posameznega tipa vegetacije za ptice

Tip vegetacije	Pomen tipa vegetacija za ptice
PA1	Zelo pomemben tip vegetacije za specialiste trstišč, prav tako zelo pomemben za vodne ptice. Pomen je povečan v kombinaciji s tipom V in narašča z velikostjo.
PA2	Zelo pomemben tip vegetacije za vodne ptice in še vedno pomemben za specialiste trstičij. Pomen je povečan v kombinaciji s tipom V in kot dopolnilo PA1.
V	Glede na majhno površino ima zelo velik pomen za mnoge vrste, ki gnezdijo v trstiščih.
Cx1	Zelo pomemben tip vegetacije za specialiste šašij ter za splošno vrstno pestrost.
M	Pomemben tip vegetacije za vodne ptice.
T	Ključen tip vegetacije za specialiste habitatov z nizko vegetacijo, a ima pomen za relativno malo vrst. Ker je malo kritja in malo rastlinske biomase je gnezditvena gostota tam manjša.
PA3, 4, 5	Kot prehodni tipi vegetacije imajo veliko vrstno pestrost, a občutno znižane gnezditvene gostote.
Cx2	Deluje kot nadomesten habitat za Cx1, a z občutno nižjo gnezditveno gostoto.

Za specialiste šašij je ključen tip vegetacije Cx1, kjer dosegajo visoke gnezditvene gostote. V šašjih z upadom vrstne pestrosti rastlin, v smeri proti Cx2, upada tudi njihova gnezditvena gostota. Čeprav gnezdijo tudi v tem tipu vegetacije, pa je upad gnezditvenih gostot zelo izrazit. Podobno velja tudi za območja nekdanjih vitalnih trstišč, ki so zaradi vzajemnega delovanja košnje in poplav spremenjena v šašja. To kaže, da je kljub na videz primernemu habitatu zaradi osnovnih hidroloških pogojev ter zaradi nižje pestrosti rastlin, ki pomeni zmanjšano strukturno in prehransko pestrost, habitat za te vrste manj primeren. Prehodni tipi vegetacije (PA3, 4, 5) so pomembni za mehkejši prehod in povezovanje vitalnejših tipov vegetacije, a v prevelikih površinah kljub visoki vrstni pestrosti pomenijo občuten upad gnezditvenih gostot specialistov. Tudi vrste, ki jim ustreza širok nabor vegetacijskih tipov, kot npr.: trstni strnad, največje gnezditvene gostote dosegajo v najbolj vitalnih in vrstno pestrih vegetacijskih tipih, kot sta PA1 in Cx1.

Ob samem tipu vegetacije, ki je zajet v tem poglavju, je pomembno tudi, ali je bila površina v prehodnem letu pokošena ali ne. Za mnoge vrste je ključna strukturna pestrost vegetacije, ki je v začetku sezone prisotna na nepokošenih površinah, na pokošenih, pa je ni. Na slednji se lahko tekom sezone sicer razvije določena strukturna pestrost, ampak to še vedno pomeni zamik začetka gnezditvene sezone, ali pa zmanjšano varnost pri gnezdenju. Taka vrsta je npr.: bičja trstnica, ki za zmanjšanje plenjenja gnezda spleta v šopih šaša. Višji kot so šopi bolj je varna. To velja tudi za varnost pred nenadnimi dvigi vode (Król et al., 2002). Strukturna pestrost je ob kritju za gnezda pomembna tudi za večjo izbiro pevskih mest, ki jih potrebuje več specialistov šašij. V primeru

Cerkniškega jezera so to rumena pastirica (Tyler & Christie, 2020), repaljščica (Collar & Garcia, 2020) in bičja trstnica (Król et al., 2002). Ob tem so trstišča pomembna za rumeno pastirico tudi pred in po gnezditveni sezoni, saj v njih prenočuje (Tyler & Christie, 2020) za različne vrste, kot npr. za modro taščico *Luscinia svecica* (Fontanilles et al., 2020) pa kot postajališče na selitvi.

Preglednica 4: Pomen posameznega tipa vegetacije za ptice. G – generalist (vrsta vezana na več tipov vegetacije), Š – specialist šašja, T – specialist trstišč

Vrsta	Izbira tipa vegetacije
G Trstni strnad <i>Emberiza schoenobaenos</i>	Se pojavlja v večini tipov vegetacije, največje gostote pa dosega v Cx1 in PA1. Ustreza mu strukturiran prehodni močviren habitat. Izogiba se tipom z veliko vode (V, M, PA1)
Š Bičja trstnica <i>Acrocephalus scoenobaenus</i>	Se pojavlja v vseh habitatih s primesjo šašja, a dosega največje gostote v Cx1. Izogiba se tipom z veliko vode (M, V, PA1, PA2)
Š Repaljščica <i>Saxicola rubetra</i>	Se pojavlja v treh tipih vegetacije s največjim deležem šašja (Cx1, Cx2, PA5), a dosega največje gostote v Cx1. Izogiba se tipom vegetacije z veliko vode (M, V) ter pregostimi strukturami (PA1-4).
Š Rumena pastirica <i>Motacilla flava</i>	Se pojavlja v večini tipov vegetacije, a največje gostote dosega v Cx1. Izogiba se tipom z veliko vode (M, PA1)
T Čapljica <i>Botaurus minutus</i>	Pojavlja se v tipih vegetacije z gostimi sestoji trsta, predvsem PA1.
T Mala tukalica <i>Zapornia parva</i>	Pojavlja se v tipih vegetacije z gostejšimi sestoji trsta (PA1 in PA2, manj PA3).
T Mokož <i>Rallus aquaticus</i>	Se pojavlja v tipih vegetacije z večjo gostoto visokih steblik, predvsem trsta. Največje gostote dosega v PA1 in 2 ter M. Izogiba se odprtim in vrstno osiromašenim tipom (T, PA5, Cx2).
T Rakar <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Se pojavlja v tipih vegetacije z večjo gostoto trsta (PA1 in PA2) še posebej v povezavi z V. Največjo gnezditveno gostoto dosega v PA1. Izogiba se odprtim tipom vegetacije (Cx, T, PA5).
T Srpična trstnica <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Se pojavlja v tipih vegetacije z večjo gostoto trsta (PA1 in PA2), še posebej v povezavi z V.
T Trstni cvrčalec <i>Locustella luscinioides</i>	Se pojavlja skoraj izključno v PA1.
V Čopasti ponirek <i>Podiceps cristatus</i>	Pojavlja se v vseh tipih vegetacije z vodo, a največjo gostoto dosega v M. Velik pomen zanj ima V. Izogiba pa se odprtim tipom vegetacije, predvsem Cx2.
V Kostanjevka <i>Aythya nyroca</i>	Pojavlja se v tipih vegetacije, ki so nekoliko bolj odprti, a še vedno s kritjem (PA3-5).
V Labod grbec <i>Cygnus olor</i>	Pojavlja se v več tipih vegetacije, a je še najbolj povezan s PA1 in PA2.
V Liska <i>Fulica atra</i>	Pojavlja se predvsem v tipih vegetacije z veliko vode in z obilo kritja (PA1-5, M). Največje gostote dosega v PA2 in M. Izogiba se odprtim tipom vegetacije (Cx, T).
V Mali ponirek <i>Tachibaptus ruficollis</i>	Pojavlja se predvsem v tipih vegetacije z veliko vode in z obilo kritja (PA1-5, M). Največje gostote dosega v PA2. Izogiba se odprtim tipom vegetacije, še najbolj Cx2.
V Mlakarica <i>Anas platyrhynchos</i>	Pojavlja se v skoraj vseh tipih vegetacije. Največje gostote dosega v PA2.
V Siva gos <i>Anser anser</i>	Pojavlja se v tipih vegetacije z veliko vode in kritja. Še najbolj je povezana s PA1.
V Zelenonoga tukalica <i>Gallinula chloropus</i>	Pojavlja se v tipih vegetacije z veliko vode in kritja. Še najbolj je povezana s PA1 in PA2.

4. Viri

- Andersen L. H., Rafn J., Pertoldi C., Bahrndorff S., Bruhn D. 2024. Differently managed reed beds are home to Coleoptera communities differing in diversity, overall biomass and size. *Wetlands Ecol Manage* 32: 273–285.
- Antoniazza M., Clerc C., Le Nédic C., Sattler T., Lavanchy G. 2018. Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. *Biodivers Conserv* 27: 749–763.
- Báldi A. 2005. The importance of temporal dynamics of edge effect in reedbed design: a 12-year study on five bird species. *Wetlands Ecol Manage* 13: 183–189.
- Báldi A., Kisbenedek T. 1999. Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: Effect of spatial scale and edge type. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 45: 97–114.
- Báldi A., Tibor K. 2000. Bird species numbers in an archipelago of reeds at Lake Velence, Hungary. *Global Ecology & Biogeography* 9: 451–461.
- Beemster N., Troost E., Platteeuw M. 2010. Early Successional Stages of Reed *Phragmites australis* Vegetations and Its Importance for the Bearded Reedling *Panurus biarmicus* in Oostvaardersplassen, The Netherlands. *Ardea* 98: 339–354.
- Billeter R., Peintinger M., Diemer M. 2007. Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Bot. Helv.* 117: 1–13.
- Blatnik M., Gabrovšek F., Ravbar N., Frantar P., Gill L. W. 2024. Assessment of climatic and anthropogenic effects on flood dynamics in the Cerkníško Polje (SW Slovenia) based on a 70-year observation dataset. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 51: 101609.
- Bollinger E. K., Bollinger P., Gavin T. A. 1990. Effects of hay-cropping on eastern populations of Bobolink. *Wildlife Society Bulletin* 18: 142–105.
- Boorman L. A., Fuller R. M. 1981. The Changing Status of Reedswamp in the Norfolk Broads. *The Journal of Applied Ecology* 18: 241.
- Bordjan D. 2025a. Poročilo o stanju gnezdilk trstič Cerkníškega jezera v letu 2025. LIFE TRŠCA WP 7.1.i. 11 str.
- Bordjan D. 2025b. Poročilo o stanju gnezdilk trstič Cerkníškega jezera v letu 2024, LIFE TRŠCA WP 7.1.i. 11 str.
- Božič L. 2005. Populacija kosca *Crex crex* na Ljubljanskem barju upada zaradi zgodnje košnje in uničevanja ekstenzivnih travnikov. *Acrocephalus* 26: 3–21.
- Brinson M. M., Malvárez A. I. 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Envir. Conserv.* 29: 115–133.
- Buckingham D. L., Peach W. J., Fox D. S. 2006. Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 21–40.
- Buckley B. R., Lituma C. M., Keyser P. D., Holcomb E. D., Smith R., Morgan J. J., Applegate R. D. 2022. Effects of grazing strategy on facultative grassland bird nesting on native grassland pastures of the Mid-South USA. *PeerJ* 10: e13968.

- Cassidy L. R., Kleppel G. 2017. The Effect of Grazing Regime on Grassland Bird Abundance in New York State. *Northeastern Naturalist* 24: 86–98.
- Collar N., Garcia E. 2020. Whinchat (*Saxicola rubetra*). In: Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G., Schulenberg T. S. (eds). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology.
- Dyrzcz A. 2020. Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*). In: Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G., Schulenberg T. S. (eds). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology.
- Fontanilles P., De La Hera I., Sourdrille K., Lacoste F., Kerbiriou C. 2020. Stopover ecology of autumn-migrating Bluethroats (*Luscinia svecica*) in a highly anthropogenic river basin. *J Ornithol* 161: 89–101.
- Gavin T. A., Bollinger E. K. 1988. Reproductive Correlates of Breeding-Site Fidelity in Bobolinks (*Dolichonyx oryzivorus*). *Ecology* 69: 96–103.
- Graveland J. 1999. Effects of Reed Cutting on Density and Breeding Success of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. *Journal of Avian Biology* 30: 469.
- Green R. E. 1999. Survival and dispersal of male Corncrakes *Crex crex* in a threatened population. *Bird Study* 46: S218–S229.
- Green R. E., Tyler G. A., Stowe T. J., Newton A. V. 1997. A simulation model of the effect of mowing of agricultural grassland on the breeding success of the corncrake (*Crex crex*). *Journal of Zoology* 243: 81–115.
- Gruebler M. U., Schuler H., Müller M., Spaar R., Horch P., Naef-Daenzer B. 2008. Female biased mortality caused by anthropogenic nest loss contributes to population decline and adult sex ratio of a meadow bird. *Biological Conservation* 141: 3040–3049.
- Grujbárová Z., Kocian Ľ., Némethová D. 2005. Habitat selection in the sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) and the reed bunting (*Emberiza schoeniclus*). *Biologia, Bratislava* 60: 571–577.
- Hałupka L. 1996. Breeding ecology of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in the Biebrza marshes (NE Poland). *Ornis Hungarica* 6: 9–14.
- Jančar T. 2018. Popis pokošnosti na Ljubljanskem barju 2017 - popis rabe kmetijskih zemljišč s poudarkom na datumu košnje, Verzija 2.0. Poročilo. 91 str.
- Jančar T., Kraševac R. 2025. Kartiranje vegetacijskih tipov na Cerkniškem jezeru 2024 [Mapping the vegetation types at the intermittent lake Cerkniško jezero in 2024]. LIFE Tršča, naloga T.7.1.i. 20 str.
- Kirwan G. M., Dyrzcz A., Christie D., Garcia E., Kiat Y. 2022. Common Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*). In: Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G., Schulenberg T. S. (eds). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology.
- Kmecl P., Denac K. 2018. The effects of forest succession and grazing intensity on bird diversity and the conservation value of a Northern Adriatic karstic landscape. *Biodiversity and Conservation* 1–18.

- Kmecl P., Gamser M., Ploj A., Jančar T. 2022. The challenges of bird conservation on an intermittent karst lake: The interplay between changing water level and agriculture. *Aquatic Conservation* 32: 1544–1556.
- Koce U. 2023. Izboljšanje stanja ohranjenosti HT travniki s prevladujočo stožko (*Molinia* spp.) na karbonatnih, šotnih ali glineno-muljastih tleh (*Molinion caeruleae*) (HT 6410) in bazična nizka barja (HT 7230) ter vrst kosec (*Crex crex*) (A 122) in pisana penica (*Sylvia nisoria*) (A 307) – varstveni cilj 4.1.11. Spremljanje kakovosti in učinka aktivnosti.
- Kołos A., Banaszuk P. 2013. Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering* 55: 23–28.
- Kołos A., Banaszuk P. 2018. Mowing may bring about vegetation change, but its effect is strongly modified by hydrological factors. *Wetlands Ecol Manage* 26: 879–892.
- Kraševac R. 2025. Analiza obsega košnje na območju projekta LIFE TRŠCA od leta 2017-2023. LIFE TRŠCA WP 2.1.i. 20 str.
- Kraševac R., Bordjan D., Jančar T., Drobnič S. 2026. Popis plavajočih gnezd vodnih ptic na Cerkniškem jezeru v letu 2025. LIFE TRŠCA WP 7.3.i. 29 str.
- Kraševac R., Jančar T. 2023. Popis rabe zemljišč na Cerkniškem jezeru v letu 2021. Projekt LIFE FOR SEEDS. 30 str.
- Król W., Solarz W., Zajac T. 2002. Breeding biology of the sedge warbler *Acrocephalus schoenobaenus* in the river Nida wetlands (Poland). *Biologia, Bratislava* 57: 617–625.
- Leung T. K. C., So K. Y. K., Shum B. T. W., Hau B. C. H. 2022. Optimal Mowing Regime in Enhancing Biodiversity in Seasonal Floodplains along Engineered Channels. *Sustainability* 14: 4002.
- Malzer I., Helm B. 2015. The Seasonal Dynamics of Artificial Nest Predation Rates along Edges in a Mosaic Managed Reedbed. *PLoS ONE* 10: e0140247.
- Martinčič A., Leskovar I. 2002. Rastline. In: Gaberščik A. (ed). Jezero, ki izginja. Monografija o Cerkniškem jezeru. Društvo ekologov Slovenije & Littera picta., pp. 236–247.
- McMullen C. M. 2020. Impact of Delayed Mowing on Restoring Populations of Grassland Birds of Conservation Concern. *Ecological Restoration* 38: 77–81.
- Mérő T. O., Žuljević A. 2014. Effect of Reed Quality on the Breeding Success of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* (Passeriformes, Sylviidae). *Ethology Ecology & Evolution* 66: 511–516.
- Mérő T. O., Žuljević A. 2019. The effects of reed density, surface and management on the probability of cuckoo (*Cuculus canorus*) parasitism on great reed warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) nests. *Ethology Ecology & Evolution* 31: 98–104.
- Mérő T. O., Žuljević A., Lengyel S. 2023. Timing of reed management affects habitat use and breeding success in Great Reed Warblers: A field experiment on agricultural drainage canals. *Global Ecology and Conservation* 48: e02691.
- Moreno-Opo R. 2020. Individual and demographic responses of a marsh bird assemblage to habitat loss and subsequent restoration. *Avian Res* 11: 4.

- Morganti M., Manica M., Bogliani G., Gustin M., Luoni F., Trotti P., Perin V., Brambilla M. 2019. Multi-species habitat models highlight the key importance of flooded reedbeds for inland wetland birds: implications for management and conservation. *Avian Research* 10.
- Motpan N., Hargeby A., Bergman K.-O., Kjeller E., Gunnarsson G. 2026. Grazing effects of greylag goose *Anser anser* – a short-term exclosure experiment in beds of common Reed *Phragmites australis* in lake Tåkern, Sweden. *Eur J Wildl Res* 72: 3.
- Müller M., Spaar R., Schifferli L., Jenni L. 2005. Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the Whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology* 146: 14–23.
- Nagy K. N., Bakacsy L. 2025. Mowing and traditional grazing as a conservation strategy: Fine-spatial scale impacts on the invasion of false indigo bush (*AMORPHA FRUTICOSA* L.) in marsh meadows. *Plant Species Biology* 40: 156–166.
- Niklison F., Bilenca D., Codesido M. 2024. Avian Responses to Different Grazing Management Practices in Neotropical Temperate Grasslands: A Meta-Analysis. *Birds* 5: 712–736.
- Nocera J. J., Koslowsky H. M. 2011. Population trends of grassland birds in North America are linked to the prevalence of an agricultural epizootic in Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 108: 5122–5126.
- Nocera J. J., Parsons G. J., Milton G. R., Fredeen A. H. 2005. Compatibility of delayed cutting regime with bird breeding and hay nutritional quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 245–253.
- Pagnon T., Péchinot C., Sgro L., Demay J., Jullian R., Gallais R., Poulin B., Marmoex C. 2024. Structural effects of reedbed grazing and its cessation on reed-nesting songbird densities. *Avian Research* 15: 100182.
- Pearson D. 2020. Savi's Warbler (*Locustella luscinioides*). In: Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G., Schulenberg T. S. (eds). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology.
- Perlut N. G., Strong A. M., Donovan T. M., Buckley N. J. 2006. Grassland Songbirds in a Dynamic Management Landscape: Behavioral Responses and Management Strategies. *Ecological Applications* 16: 2235–2247.
- Polak M. 2007. Nest-site selection and nest predation in the Great Bittern *Botaurus stellaris* population in eastern Poland. *Ardea* 95: 31–38.
- Poulin B., Lefebvre G. 2002. Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity and Conservation* 11: 1567–1581.
- Quintana-Ascencio P. F., Fauth J. E., Castro Morales L. M., Ponzio K. J., Hall D., Snyder K. 2013. Taming the Beast: Managing Hydrology to Control Carolina Willow (*Salix caroliniana*) Seedlings and Cuttings. *Restoration Ecology* 21: 639–647.
- Rakowska R., Stachurska-Swakoń A. 2025. Vegetation and Landscape Shift After Beaver Settlement in a Mountainous Area. *Biology (Basel)* 14: 1603.
- Rolletschek H., Rolletschek A., Hartzendorf T., Kohl J.-G. 2000. Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. *Wetlands Ecology and Management* 8: 425–433.

- Shaffer J. A., DeLong J. P. 2019. The effects of management practices on grassland birds—An introduction to North American grasslands and the practices used to manage grasslands and grassland birds, chap. A. 63.
- Shaffer J. A., Igl J. A., Johnson D. H., Sondreal M. L., Goldade C. M., Zimmermann A. L., Wooten T. L., Euliss. 2019. The effects of management practices on grassland birds—American Bittern (*Botaurus lentiginosus*), chap. K. 63.
- Stevens A. 2007. The Effect of Herbivore Grazing on Grassland Diversity in Longis Common, Alderney. University of Wales, . Aberystwyth & Alderney Wildlife Trust.
- Suttie J. M., Reynolds S. G., Batello C., Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2005. *Grasslands of the world*. Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- Taylor B., Christie D. 2020. Water Rail (*Rallus aquaticus*). In: Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G., Schulenberg T. S. (eds). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology.
- Taylor B., Kirwan G. M. 2020. Corn Crake (*Crex crex*). In: Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G., Schulenberg T. S. (eds). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology.
- Tews J., Bert D. G., Mineau P. 2013. Estimated Mortality of Selected Migratory Bird Species from Mowing and Other Mechanical Operations in Canadian Agriculture. ACE 8: art8.
- Tyler S., Christie D. 2020. Western Yellow Wagtail (*Motacilla flava*). In: Billerman S. M., Keeney B. K., Rodewald P. G., Schulenberg T. S. (eds). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology.
- Vadász C. 2009. The effect of reedbed management on the breeding passerine assemblage. Eötvös Loránd University of Sciences Department of Zootaxonomy and Ecology, .
- Vadász C., Német A., Biró C., Csörgő T. 2008. The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 54: 177–188.
- Valkama E., Lyytinen S., Koricheva J. 2008. The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. Biological Conservation 141: 364–374.
- Van Der Valk A. G., Davis C. B. 1978. The Role of Seed Banks in the Vegetation Dynamics of Prairie Glacial Marshes. Ecology 59: 322–335.
- Wu T., Xia L., Pan B., Zou Y., Li F., Xie Y., Wang S., Li Z. 2025. Mowing of *Carex brevicuspis* (Cyperaceae) improves food quality for herbivorous geese in Dongting Lake: the potential mechanisms. Front. Plant Sci. 16: 1566808.
- Zajac T., Bielański W., Solarz W. 2011. Territory choice during the breeding tenure of male sedge warblers. Behav Ecol Sociobiol 65: 2305–2317.
- Zelnik I., Ojdanič N., Germ M., Golob A. 2025. Strokovno poročilo o delu na projektu LIFE Tršca v letu 2025. LIFE Tršca, naloga T.7.2.i. 13.